

THESE D'ETAT

présentée

A L'U.E.R. DES SCIENCES DE LA NATURE DE
L'UNIVERSITE DE NANTES

par

Claude AMIARD-TRIQUET

pour obtenir

LE TITRE DE DOCTEUR ES-SCIENCES

ETUDE DU TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES ENTRE LE MILIEU
SEDIMENTAIRE MARIN ET LES INVERTEBRES QUI Y VIVENT.

Soutenue le 19 Avril 1975 devant la Commission d'Examen

M. P. DRACH	:	Président
M. J. BERGERARD	:	
M. L. FARGES	:	Examineurs
M. F. OTTMANN	:	
M. Y. SAUDRAY	:	



Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41555012_0013

THESE D'ETAT

présentée

à l'U.E.R. DES SCIENCES DE LA NATURE DE
L'UNIVERSITE DE NANTES

par

Claude AMIARD-TRIQUET

pour obtenir

LE TITRE DE DOCTEUR ES-SCIENCES

ETUDE DU TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES ENTRE LE MILIEU
SEDIMENTAIRE MARIN ET LES INVERTEBRES QUI Y VIVENT.

Soutenue le 19 Avril 1975 devant la Commission d'Examen

M.P. DRACH	}	Président
M.J. BERGERARD	{	Examineurs
M.L. FARGES		
M.F. OTTMANN		
M.Y. SAUDRAY	}	

ETUDE DU TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES ENTRE LE MILIEU SEDIMENTAIRE MARIN
ET LES INVERTEBRES QUI Y VIVENT.

SOMMAIRE

INTRODUCTION

Page

- 1 - Origine des pollutions radioactives
- 2 - Modes de contamination du milieu marin
- 3 - La contamination des espèces benthiques
- 4 - Choix du matériel biologique
- 5 - Choix des radionucléides

PREMIERE PARTIE : Etude de la contamination expérimentale
de quelques Invertébrés marins et de leur décontamination. 8

1 - But de l'expérimentation.

1.1 - Détermination des transferts de substance radio-
active du milieu aux organismes vivants.

1.1.1 - Dynamique de la contamination

1.1.2 - Localisation des radionucléides dans l'or-
ganisme

1.2 - Détermination du vecteur de contamination

2 - Méthodologie

2.1 - Aquariologie

2.2 - Contaminations

- 2.2.1 - Mode de contamination
- 2.2.2 - Niveau de contamination
- 2.2.3 - Comportement physico-chimique des radio-nucléides dans le milieu expérimental.
- 2.3 - Matériel biologique
- 3 - Dynamique de la contamination
 - 3.1 - Rappel des résultats
 - 3.1.1 - Contamination par le cobalt 60
 - 3.1.2 - Contamination par le fer 59
 - 3.1.3 - Contamination par le caesium 137
 - 3.1.4 - Contamination par le cérium 144
 - 3.2 - Remarques sur le rôle de l'Arénicole dans la répartition des radionucléides au sein du sédiment.
- 4 - Dynamique de la décontamination
 - 4.1 - Elimination du cobalt 60
 - 4.2 - Elimination du caesium 137
- 5 - Répartition des radionucléides dans l'organisme
 - 5.1 - Localisation qualitative par autoradiographie
 - 5.1.1 - Localisation du cobalt
 - 5.1.1.1 - *Scrobicularia plana*
 - 5.1.1.2 - *Arenicola marina*
 - 5.1.2 - Localisation du caesium chez l'Arénicole
 - 5.1.3 - Localisation du cérium
 - 5.1.3.1 - *Scrobicularia plana*
 - 5.1.3.2 - *Arenicola marina*
 - 5.2 - Répartition quantitative
 - 5.2.1 - Répartition du cobalt 60
 - 5.2.2 - Répartition du caesium 137
- 6 - Conclusions partielles à la première partie

1 - Facteurs écologiques

1.1 - Temps d'émersion

1.2 - Température

1.3 - Salinité

1.4 - Concentration ionique du milieu

1.4.1 - Compétition isotopique ^{137}Cs -Cs stable

1.4.2 - Compétition chimique ^{137}Cs -K

1.5 - Teneur du sédiment en matière organique

1.5.1 - Cobalt 60

1.5.2 - Caesium 137

2 - Facteurs physiologiques

2.1 - Sexe et maturité sexuelle

2.2 - Taille

2.3 - Equipement enzymatique

3 - Conclusions partielles à la seconde partie

35

TROISIEME PARTIE : Etude du transfert des radionucléides dans les chaînes trophodynamiques marines.

37

1 - Introduction

2 - Etude bibliographique de la contamination des chaînes trophiques par les radionucléides

2.1 - Contamination par le cérium 144.

2.2 - Contamination par le caesium 137.

2.3 - Contamination par les produits d'activation.

3 - Méthodologie

4 - Synthèse des résultats personnels

4.1 - Accumulation du cobalt 60 dans les chaînes tro- phiques marines.

4.1.1 - Chaîne benthique à poisson (deux niveaux trophiques).

4.1.2 - Chaîne benthique à Crustacé courte (2 niveaux trophiques).

4.1.3 - Chaîne benthique à Crustacé longue (4 niveaux trophiques).

4.2 - Elimination du cobalt 60 après ingestion de nourriture contaminée.

4.2.1 - Décontamination de *Scrobicularia plana*.

4.2.2 - Décontamination de *Carcinus maenas*

4.2.3 - Décontamination de *Pleuronectes platessa*

4.3 - Distribution du cobalt 60 dans les organismes.

4.3.1 - *Scrobicularia plana*.

4.3.2 - *Carcinus maenas*.

4.3.3 - *Pleuronectes platessa*.

5 - Discussion et conclusions partielles à la troisième partie.

50

CONCLUSION GENERALE

52

BIBLIOGRAPHIE

57

Ce mémoire réalise une synthèse des publications suivantes :

- 1) Premières observations sur la contamination par le ^{137}Cs chez l'Annélide Polychète *Arenicola marina* L. C.R. Soc. Biol., 164 (7), 1970, pp. 1636.
- 2) Etude de la contamination expérimentale en fonction de la taille d'Invertébrés marins par le caesium 137. C.R.Soc. Biol., 166 (10), 1972, pp. 1311.
- 3) Etude de la contamination d'*Arenicola marina* L. (Annélide Polychète) par le cobalt 60. C.R.Acad. Sc. Paris, 276, 1973, pp. 645-648.
- 4) Contamination de chaînes trophiques marines par le cobalt 60. Rev. Intern. Océanogr. Méd., 33, 1974, pp. 49-59. En collaboration avec AMIARD J-C.
- 5) Influence de la salinité et de l'équilibre ionique sur la contamination d'*Arenicola marina* par le caesium 137. J. Exp. mar. Biol. Ecol., 15, 1974, pp. 159-164.
- 6) Contamination d'*Arenicola marina* L. par le caesium 137 en fonction de la maturité sexuelle et du sexe. Ann. Inst. Océanogr. Paris, 50 (1), 1974, pp. 67-70.
- 7) Etude expérimentale de la contamination par le cérium 144 et le fer 59 d'un sédiment à *Arenicola marina*. Cah. Biol. Mar. Roscoff 15 (4), 1974, pp. 483-494.
- 8) Influence de la concentration du caesium stable dans l'eau de mer sur la contamination d'*Arenicola marina* par le caesium 137. Note C.E.A. n° 1764.
- 9) Rôle de l'acide alginique dans la contamination radioactive de quelques Invertébrés marins arénivores. Cah. Biol. Mar. Roscoff (sous presse).

10) Etude de la décontamination d'*Arenicola marina* après contamination expérimentale par le caesium 137 ou par le cobalt 60. Mar. Biol. 26 (2), 1974, pp. 161-165.

11) Etude comparative de la contamination par le caesium 137 et le cobalt 60 de quelques Invertébrés marins fouisseurs. Vie et Milieu (sous presse).

12) Etude expérimentale du transfert du cobalt 60 entre une Annélide marine (*Arenicola marina*) et ses prédateurs : le Crabe enragé (*Carcinus maenas*) et la plie (*Pleuronectes platessa*). En collaboration avec AMIARD J-C. Rapport C.E.A. - R - 4658 (40 p., 13 fig., 4 tabl.).

Autorisation de publication du C.E.A. obtenue pour :

13) Etude de l'organotropisme du cobalt 60 chez un Lamellibranche (*Scrobicularia plana*) et un Crustacé (*Carcinus maenas*) en fonction du vecteur de contamination. En collaboration avec AMIARD J-C.

14) Expérience préliminaire à l'utilisation d'une chaîne trophique marine dans l'étude d'une pollution par le cobalt 60 : bilan après une ingestion unique. En collaboration avec AMIARD J-C.

15) Etude expérimentale du transfert du cobalt 60 dans une chaîne trophique marine benthique. En collaboration avec AMIARD J-C.

16) Influence du mode de contamination sur l'élimination du cobalt 60 par *Scrobicularia plana* (Mollusque - Bivalve) et *Carcinus maenas* (Crustacé - Décapode). En collaboration avec AMIARD J-C.

Communications à des congrès :

1) Contamination de chaînes trophiques marines par le cobalt 60. VI^{ème} Symposium International d'Océanographie Médicale, Portoroz, Yougoslavie, Sept. 1973. En collaboration avec AMIARD J-C.

2) The different methods for studying the biological consequences of metallic pollutions in the aquatic environment. 1st World Congress of Environmental Medicine and Biology, Paris, 1-5 July 1974. En collaboration avec AMIARD J-C.

AVANT - PROPOS

Je voudrais exprimer mes sincères remerciements à Monsieur le Recteur SAUDRAY qui, m'ayant proposé ce travail, en a suivi très précisément le déroulement sans jamais ménager aide et conseil,

à Monsieur FARGES, chef du service de Recherches Toxicologiques et Ecologiques au Commissariat à l'Energie Atomique, qui m'a procuré avec bienveillance les moyens nécessaires à la réalisation de cette thèse,

à Messieurs les Professeurs BERGERARD, DRACH et OTTMANN qui ont bien voulu juger ce mémoire et faire partie du jury de thèse,

au Dr. AMIARD dont j'ai apprécié l'efficace collaboration,

aux chercheurs et aux techniciens du C.E.A., du C.N.R.S., de l'Université Pierre et Marie CURIE de Paris et de l'Université de Nantes pour leurs conseils et leur aide technique.

INTRODUCTION

1 - Origine des pollutions radioactives.

La contamination radioactive du milieu marin a une double origine : les retombées consécutives aux explosions nucléaires dans l'atmosphère et les rejets de déchets radioactifs liés à l'utilisation pacifique de l'énergie atomique.

Les explosions nucléaires donnent naissance à deux gammes de radioéléments : produits de fission et produits d'activation :

- les produits de fission résultent de la fission des noyaux lourds d'uranium, de thorium et de plutonium. Les isotopes dont la vie est la plus longue sont ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce et ^{144}Pr .
- les atomes stables de l'enveloppe de la bombe ou du milieu naturel sont activés par les neutrons libérés lors de l'explosion. Il faut signaler l'importance des isotopes radioactifs du cobalt dans les retombées : le rapport du nombre des atomes de ^{60}Co à celui des atomes de ^{90}Sr est de l'ordre de 1/3.

Des rejets contrôlés de substances radioactives sont effectués dans divers types d'installations :

- usines d'extraction et de traitement des minerais radioactifs,
- laboratoires utilisant les radioéléments,

- navires à propulsion nucléaire,
- centrales nucléaires associées à des réacteurs de puissance,
- usines de traitement des combustibles irradiés.

Les effluents des usines de retraitement, produits de fission et d'activation, sont stockés pendant des temps plus ou moins longs, ce qui permet une décroissance de la radioactivité préalable au rejet. Les déchets sont généralement séparés en deux fractions : eaux résiduaires faiblement radioactives et déchets solides ou boues très fortement actifs.

La première fraction est déversée à la mer. Jusqu'à une époque récente, les boues et solides très actifs étaient stockés dans des containers métalliques aussi étanches que possible et généralement coulés dans du béton. Ils étaient ensuite immergés en eau profonde : canons sous-marins côtiers, fosses océaniques. On supposait que si l'étanchéité des emballages venait à faire défaut, les déchets resteraient isolés dans les couches d'eau profondes, relativement stagnantes (FONTAINE, 1960).

2 - Modes de contamination du milieu marin.

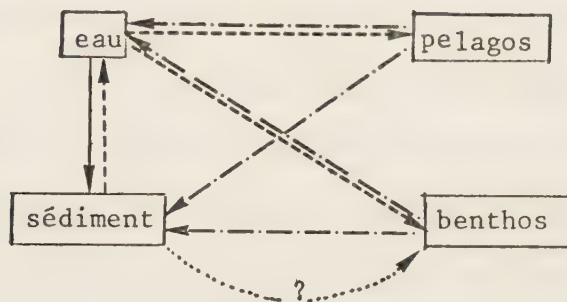
Dans le milieu marin, les radioisotopes créent un risque potentiel sur lequel il convient de s'informer : les radionucléides introduits dans le milieu naturel peuvent entrer dans les cycles biogéochimiques. Ces substances peuvent :

- rester en solution ou en suspension dans l'eau de mer,
- être précipitées et sédimenter vers le fond,
- être accumulées par les plantes et les animaux.

En effet, toute substance introduite dans le milieu naturel peut être prélevée par les organismes vivants et parfois s'accumuler à des concentrations très supérieures à celle à laquelle elle se trouve dans les eaux. Intégrée à la matière vivante, elle va être transférée aux maillons successifs des chaînes trophodynamiques et "in fine" à l'homme.

Le cycle des radioisotopes dans le milieu marin peut être schématisé :

- concentration physique et chimique
- désorption
- concentration biologique
- décomposition post-mortem et excrétion



3 - Contamination des espèces benthiques.

Le sédiment accumule de fortes quantités de radionucléides (SCHREIBER, 1971 ; ASTON & DUURSMA, 1973) et dans certaines zones côtières, la biomasse benthique est très importante. Il nous a donc paru particulièrement intéressant d'étudier les échanges possibles sédiment → benthos, d'autant que peu de chercheurs ont étudié la contamination des espèces benthiques vivant dans le sédiment.

CROSS (1968), étudiant la contamination par le zinc 65 d'un Amphipode benthique du genre *Anonyx* observe que la sorption du radiozinc sur le sédiment réduit considérablement son accumulation par les animaux. Cet auteur considère que le rôle essentiel des espèces benthiques est la redistribution au sein du sédiment des radioéléments fixés en surface. Ce rôle est assumé par l'intermédiaire des activités de fouissage. D'autre part, cet auteur indique qu'il n'a jamais été démontré expérimentalement que les espèces benthiques pouvaient accumuler le zinc 65 directement ou par l'intermédiaire de bactéries.

CROSS et coll. (1970) ont étudié la distribution de divers oligo-éléments (Mn, Fe, Zn) dans l'eau, le sédiment et chez des Annélides Polychètes. Ils n'observent pas de différences de contamination entre des groupes de vers récoltés

dans deux stations dont le sédiment était contaminé à des niveaux significativement différents. Ils en concluent que les oligo-éléments associés au sédiment sont sous une forme physico-chimique telle qu'ils ne sont pas utilisables pour les animaux.

De nombreux auteurs ont étudié la sorption du caesium sur le sédiment (NISHITA et coll., 1962 ; TAMURA et JACOBS, 1960 ; SAWHNEY, 1964 ; AUFFRET et coll., 1971). Tous ont observé que la liaison caesium-sédiment était très forte et NISHITA et coll. constatent que le caesium 137 adsorbé sur des sols et des minéraux argileux ne contaminait pas les plantes qui y poussent. De même, MYTTENAERE et coll. (1969) et BITTEL et coll. (1970) ont montré que dans les rizières contaminées par le cobalt, les céréales accumulaient essentiellement cet élément à partir de l'eau et non du sol. Les avoines accumulent de faibles pourcentages (10^{-6} à $10^{-3}\%$) du ^{144}Ce , ^{147}Pm et ^{238}Pu présents dans les sols où elles se développent (CUMMINGS & BANKERT, 1971).

4 - Choix du matériel biologique.

Nous avons voulu expérimenter sur des espèces que leur mode de vie mettait en contact étroit avec le sédiment : notre choix s'est porté sur des Invertébrés marins fouisseurs, vivant dans le sédiment de la zone de balancement des marées. Le comportement alimentaire de ces espèces se rapporte au mode décrit par les auteurs anglais sous le nom de deposit-feeding (HUNT, 1925 ; BUCHANAN, 1966), terme repris par certains auteurs français (LAFON, 1953 ; PERES, 1961 ; PEQUIGNAT, 1970). La fraction utilisable de la nourriture est constituée par les détritits organiques qui sont définis par DARNELL (1968) comme l'ensemble des particules organiques mortes et en voie de décomposition, des molécules adsorbées sur ces particules et des micro-organismes. Des dispositifs morphologiques spécialisés et dont la nature varie selon les groupes, permettent aux animaux que nous avons étudiés de tirer leur nourriture du sédiment.

- *Echinocardium cordatum* Pennant. - Chez cette espèce, le rôle

préhensile est joué par les podias.

- Tellinidés : *Scrobicularia plana* da Costa et *Macoma balthica* L.

Chez ces Tellinidés qui sont également des deposit-feeders, ce rôle préhensile revient au siphon inhalant qui balaye la surface du sédiment (WERNSTEDT, 1942 ; YONGE, 1949 ; BRAFIELD et NEWELL, 1961 ; HUGHES, 1969). On a cependant pu mettre en évidence, chez la Scrobiculaire, une activité de filtration assez importante. La vitesse d'épuration d'une solution de rouge neutre par *Scrobicularia plana* est de 14,5 ml/h/g, ce qui reste moyen, comparé au taux de filtration de la Moule (34 ml/h/g), mais ne peut être négligé en tant que possibilité d'apport direct de nourriture en provenance de l'eau (ROBERT, 1971).

- *Arenicola marina* L. - *Arenicola marina* est une Annélide Polychète sédentaire, caractéristique des milieux sableux. Elle ingère, selon des cycles assez réguliers, le sédiment dans lequel elle vit (BLEGVAD, 1914 ; WELLS, 1945). La nourriture est essentiellement puisée au niveau des couches sous-jacentes au premier demi-décimètre et le sédiment n'est pas trié par le ver (AMOUREUX, 1963).

5 - Choix des radionucléides.

Les pollutions radioactives présentent deux aspects indissolublement liés : la contamination ou transfert de matière que nous avons évoquée précédemment et l'irradiation résultant des transferts d'énergie liés aux phénomènes radioactifs. La contamination du milieu (sédiment ou eau) est responsable d'une irradiation externe des organismes. L'irradiation interne trouve son origine soit dans la contamination superficielle par adsorption, soit dans la contamination interne par incorporation des radionucléides.

La capacité d'une espèce à supporter un polluant radioactif sera limitée par sa radiosensibilité. L'effet exercé sera d'autant plus important que le radioélément sera plus énergétique et que sa période radioactive, à laquelle

est liée sa période effective¹⁾, sera plus longue.

Ces considérations éclairent le choix que nous avons fait d'étudier des radioéléments qui sont des émetteurs β - γ de périodes moyennes ou longues. Ils se répartissent selon trois types en fonction du rôle de leur isotope stable dans le métabolisme :

- Oligo-éléments indispensables à la vie.

En tant que constituant de la vitamine B₁₂, le cobalt remplit un rôle vital chez la plupart des espèces animales (SMITH, 1962 et 1965 ; UNDERWOOD, 1971). De plus, il participe aux systèmes enzymatiques (ECOLE DE ROSCOFF, 1970). Le radiocobalt 60 a une période de 5,24 ans et émet des rayonnements hautement énergétiques.

Le fer est un constituant des hèmes des pigments respiratoires de nombreuses espèces et en particulier de l'Arénicole (BESSIS, 1953 ; ROCHE et coll., 1961 a et b). Le radiofer 59 a une période relativement courte (45 jours) mais émet des rayonnements γ très énergétiques de 1,10 et 1,29 MeV.

- Élément chimiquement proche d'un élément important pour le métabolisme.

Chimiquement, le caesium est proche du potassium, élément de première importance du point de vue biologique. BRYAN (1961, 1963 a et b) qui a mené de nombreuses études sur le métabolisme hydrominéral, n'a jamais mis en évidence de faits qui suggèrent que le caesium est un élément indispensable à la vie et qu'il est absorbé spécifiquement. Cependant, il constate que le comportement du caesium dans les processus biologiques est généralement comparable à celui du potassium.

1) La période effective T_e est reliée à la période physique T_p et à la période biologique T_b par la relation :

$$\frac{1}{T_e} = \frac{1}{T_p} + \frac{1}{T_b}$$

Le radiocaesium 137 avec une période radioactive de 30 ans est un élément particulièrement important du point de vue de la protection sanitaire.

- Élément ne participant probablement pas aux processus métaboliques.

Le radiocérium 144, avec une période radioactive de 285 jours est un des produits de fission les plus importants dans les retombées des essais nucléaires. En effet, d'après ANDRIOPOULOS (1963), après 700 jours le cérium 144 représente le plus fort pourcentage de radioactivité dans un mélange de produits issus de la fission de noyaux lourds.

PREMIERE PARTIE

ETUDE DE LA CONTAMINATION EXPERIMENTALE DE QUELQUES INVERTEBRES MARINS ET DE LEUR DECONTAMINATION.

1 - Buts de l'expérimentation.

Cette étude répondait à une double motivation :

1.1 - Détermination des transferts de substance radioactive du milieu à l'espèce.

Ces constats ont été conçus de manière dynamique c'est-à-dire qu'ils tiennent compte de l'évolution de la contamination dans le temps et dans l'espace.

1.1.1 - Dynamique de la contamination.

Lors d'une contamination expérimentale de longue durée, la quantité de radionucléide présente dans l'organisme est fonction de la quantité adsorbée ou absorbée par unité de temps et de l'élimination qui a eu lieu pendant le même temps avec la période effective T_e . Lorsque ce bilan devient nul, on considère que l'organisme est en équilibre avec le milieu.

Dans le but d'évaluer la capacité maximum d'accumulation des espèces pour les divers radionucléides, on peut alors calculer le facteur de concentration qui se définit comme le rapport :

$$F.C. = \frac{\text{Radioactivité de 1 g de tissus frais}}{\text{Radioactivité de 1 cm}^3 \text{ d'eau}}$$

Lorsque l'organisme contaminé est placé dans un milieu exempt de

polluant radioactif, seul intervient le phénomène d'élimination. La mesure de la quantité de radionucléides éliminée au cours du temps permet d'estimer le pouvoir d'autoépuration des organismes et de déterminer expérimentalement la période effective d'un radionucléide donné chez une espèce définie.

D'un point de vue de protection sanitaire, ces données sont particulièrement intéressantes dans la mesure où l'irradiation interne de l'organisme dépend du taux de renouvellement du polluant radioactif.

1.1.2 - Localisation des radionucléides dans l'organisme.

L'irradiation interne dépend également de l'organotropisme des divers éléments : lorsque le radionucléide se concentre préférentiellement dans une structure ou un organe particulier, il peut donner lieu à des irradiations spatialement limitées mais intenses. Il y a donc lieu, lors de toute contamination, de prendre en considération la localisation dans l'organisme du radionucléide incriminé.

1.2 - Détermination du vecteur de contamination.

Dans le milieu expérimental comme dans le milieu marin, les radionucléides vont se répartir entre les divers constituants de la biosphère : eau, sédiment, organismes. De nombreuses études ont montré que le sédiment constituait un véritable "piège à contaminant" (AUFFRET et coll., 1971 ; NISHITA et coll., 1962 ; IOANID et coll., 1958 ; PILLAI et coll., 1970 ; SCHREIBER, 1971 ; CERRAI et coll., 1970), et dans des conditions expérimentales nous avons fait les mêmes observations (AMIARD - TRIQUET n°3, 7 et 11). Il nous a paru important de déterminer quels étaient les rôles respectifs de l'eau et du sédiment en tant que vecteurs de la contamination des Invertébrés benthiques. Il y a lieu de remarquer que pour les espèces que nous étudions, le sédiment est à la fois un substrat (fraction minérale) et un

nutriment (fraction organique).

2 - Méthodologie.

L'expérimentation la plus élaborée échoue à reproduire au laboratoire la complexité du milieu naturel. Si certains paramètres sont aisément contrôlés (température, éclairage, temps d'émersion, taille des spécimens biologiques), d'autres - qui peuvent avoir une influence significative sur le comportement des radionucléides et leur accumulation par les organismes vivants - demeurent incontrôlables.

Pour pouvoir comparer dans les meilleures conditions nos différentes manipulations, nous nous sommes attachée à standardiser notre protocole expérimental, tout en restant aussi proche que possible des conditions naturelles.

2.1 - Aquariologie.

Toutes les expériences ont été réalisées en circuit fermé dans des aquariums en résine de polyester armée de fibre de verre. La filtration et l'aération de l'eau étaient réalisées à l'aide de microfiltres NEPT. La température était maintenue constante à $15 \pm 1^\circ\text{C}$. La salle d'aquariologie était protégée de la lumière extérieure par des stores vénitiens et éclairée artificiellement de manière constante pendant les heures ouvrables.

Nous avons choisi de ne pas utiliser d'eau de mer artificielle qui aurait constitué un milieu trop différent de l'eau de mer naturelle. Les expériences ont été réalisées dans une eau de mer puisée par temps calme à Goury (Manche).

En contre partie, nous connaissons mal la qualité physico-chimique de cette eau. Cependant, la littérature fournit quelques données sur la concentration et la forme physico-chimique des éléments qui nous intéressent (Tableau 1).

Les sédiments ont été prélevés au lieu même où ont été récoltées

les différentes espèces animales et leur granulométrie a été définie (AMIARD - TRIQUET, n°11 ; ROBERT, 1971).

2.2 - Contaminations.

La standardisation a porté sur le mode et sur le niveau de contamination.

2.2.1 - Mode de contamination.

Les radioisotopes ont été introduits dans l'eau de mer des aquariums sous forme de chlorure en solution neutre pour le caesium 137, de chlorure en solution chlorhydrique pour le cobalt 60, le fer 59 et le cérium 144. Pour les produits d'activation, ^{60}Co et ^{59}Fe , l'activité spécifique de la source est connue. Pour les produits de fission, ^{137}Cs et ^{144}Ce , il s'agit de solutions sans entraîneur.

2.2.2 - Niveau de contamination.

Pour les quatre radioéléments, les concentrations réalisées ont été d'environ 10 $\mu\text{Ci/l}$ ce qui correspond à des apports pondéraux voisins de 0,5 $\mu\text{g/l}$ de cobalt (stable + radioactif), 0,4 à 0,7 $\mu\text{g/l}$ de fer (stable + radioactif), 0,11 $\mu\text{g/l}$ de caesium 137 et $2,9 \cdot 10^{-3} \mu\text{g/l}$ de cérium 144.

2.2.3 - Comportement physico-chimique des radionucléides dans le milieu expérimental.

Nous avons constaté qu'en aucun cas l'addition des solutions radioactives n'a entraîné une modification du pH de l'eau de mer.

L'évolution au cours du temps des formes physico-chimiques des radioéléments a été suivie par chromatographie sur résine échangeuse d'ions (technique déjà utilisée par GUEGUENIAT, 1970). La répartition des radio-contaminants dans le sédiment a été déterminée.

En ce qui concerne le cobalt, après une semaine, on ne rencontre plus que des formes cationiques dans le milieu expérimental, bien que, dans les premiers jours suivant la contamination, on observe du cobalt sous forme anionique (AMIARD - TRIQUET, n°11). Cela signifie que le cobalt est susceptible de changer de forme au cours de l'expérimentation. En conservant des conditions expérimentales absolument identiques, on observe un comportement du cobalt du même ordre. En présence de sédiment naturel, la quasi-totalité du cobalt 60 s'adsorbe sur celui-ci. En l'absence d'animaux, la plus grande partie du radiocobalt se concentre en surface, dans le premier centimètre.

Le fer introduit dans l'eau de mer sous forme soluble passe très rapidement à des formes colloïdales ou particulières. La radioactivité de l'eau diminue très rapidement. Elle reste détectable tout au long de l'expérience, mais si faible (environ 1 impulsion par mn et par ml) que notre technique d'analyse ne permet pas d'en donner la mesure précise. Comme précédemment, avant introduction des animaux, on observe un maximum de contamination par le fer 59 à la superficie de sédiment (AMIARD - TRIQUET, n°7).

80 à 85% du caesium 137 introduits dans l'eau sont adsorbés sur le sédiment dans lequel ils se répartissent de façon homogène. Le caesium resté dans l'eau demeure sous forme ionique $^{137}\text{Cs}^+$ (AMIARD - TRIQUET, n°11).

Le cérium 144 introduit dans l'eau de mer à l'état soluble passe totalement et en quelques heures à l'état particulaire. La radioactivité de l'eau diminue très rapidement et six jours après la contamination de l'eau, elle n'est plus détectable avec notre technique d'analyse.

Avant la mise en contamination des animaux, au moment où la radioactivité de l'eau devient nulle, on observe un maximum de contamination par le cérium 144 à la surface du sédiment (AMIARD - TRIQUET, n°7).

2.3 - Matériel biologique.

Après la récolte, les spécimens biologiques étaient placés en

acclimatation dans des conditions identiques à celles décrites ci-dessus mais dans un milieu pur de tout radiocontaminant. Ils étaient introduits en milieu contaminé lorsque la répartition du polluant radioactif entre les différents "compartiments" de l'aquarium (parois, filtre, laine de verre, sédiment, eau) avait atteint un état d'équilibre se manifestant par la stabilisation de la radioactivité de l'eau.

Dans la mesure du possible, l'état physiologique des animaux a été contrôlé. En ce qui concerne la taille, l'échantillonnage a été effectué au hasard, sauf pour les Tellinidés. Dans ce dernier cas, après une étude succincte de la répartition des individus en classes de taille, on a choisi d'expérimenter sur des spécimens moyens.

Remarque : cette méthodologie se trouve correspondre dans une large mesure aux recommandations formulées à la suite du séminaire sur les méthodes de référence pour les études de radiobiologie marine (RENFRO & FOWLER, 1973).

3 - Dynamique de la contamination.

3.1 - Rappel des résultats.

3.1.1 - Contamination par le cobalt 60 (AMIARD - TRIQUET, n°3 et 11).

Pour des contaminations initiales de l'eau identiques ($10 \mu\text{Ci/l}$), nous observons que les "activités spécifiques"²⁾ atteintes par les diverses espèces étudiées sont très différentes selon le milieu dans lequel s'est effectuée la contamination (Tableau II). Les spécimens élevés en milieu sédimentaire sont beaucoup moins contaminés que les spécimens maintenus dans l'eau seule.

2) Par convention, nous utiliserons l'expression "activité spécifique" entre guillemets pour désigner la radioactivité par unité de masse ou volume (de l'organisme, de l'eau ou du sédiment), acception élargie du terme, admise par un petit nombre de laboratoires. Lorsque l'expression apparaîtra sans guillemets, elle sera prise au sens propre, reconnu internationalement, de radioactivité par unité de masse de l'élément.

Une donnée nous manque, le facteur de concentration du cobalt 60 chez les spécimens contaminés en milieu sédimentaire. En effet, après répartition du cobalt 60 dans les différents compartiments des aquariums, la radioactivité résiduelle de l'eau n'est pratiquement pas mesurable.

L'état d'équilibre est atteint plus rapidement en milieu sédimentaire que dans l'eau seule.

3.1.2 - Contamination par le fer 59.

Une expérience a été réalisée sur l'Arénicole en milieu sédimentaire (AMIARD - TRIQUET, n°7).

Après 40 jours de stabulation dans un sédiment contaminé par le fer 59, alors que la radioactivité résiduelle de l'eau est quasiment nulle, les Arénicoles n'ont accumulé qu'une très faible quantité de cet isotope. Leur radioactivité est de l'ordre de quelques IPM/g à quelques dizaines d'IPM/g (impulsions par minute et par gramme).

3.1.3 - Contaminations par le caesium 137 (AMIARD - TRIQUET, n°1 et 11).

Le tableau 2 met en évidence une différence très nette entre les "activités spécifiques" des animaux en fonction du milieu expérimental et ce, rappelons le, pour des concentrations initiales de ^{137}Cs dans l'eau identiques (10 $\mu\text{Ci/l}$).

*Par contre, les facteurs de concentration par rapport à l'eau ne diffèrent pas essentiellement d'un milieu expérimental à l'autre : chez *Scrobicularia plana*, étant donnée la dispersion des mesures individuelles, les différences observées ne sont pas significatives. Pour *Arenicola marina*, nous n'avons pas atteint l'état d'équilibre dans l'eau seule, ce qui explique sans doute que les facteurs de concentration soient plus faibles qu'en milieu sédimentaire.*

L'état d'équilibre est atteint plus rapidement en milieu sédimentaire que dans l'eau seule.

3.1.4 - Contamination par le cérium 144.

Une expérience a été réalisée sur l'Arénicole en milieu sédimentaire (AMIARD - TRIQUET, n°7).

Les Annélides mises en stabulation dans le milieu contaminé après disparition de la radioactivité de l'eau ne concentrent pas ce radio-élément à un niveau détectable par notre technique d'analyse.

Par contre, lorsque la contamination de l'eau a eu lieu après acclimatation des vers, ceux-ci accumulent une certaine quantité de cérium 144 pendant la première semaine. Après une semaine, l'eau ne présente plus trace de radioactivité et parallèlement, le niveau de contamination des animaux se stabilise (à 200 IPM/g, environ).

3.2 - Remarques sur le rôle de l'Arénicole dans la répartition des radionucléides au sein du sédiment.

Le caesium 137 se répartit de façon homogène dans le sédiment et l'introduction d'Arénicoles dans le milieu expérimental ne modifie pas cette situation (AMIARD - TRIQUET, n°11).

Pour les autres radiocontaminants par contre, la répartition est très inégale et avant introduction des animaux, le cobalt 60, le fer 59 et le cérium 144 sont concentrés essentiellement dans la couche superficielle du sédiment (AMIARD - TRIQUET, n°7 et 11).

L'activité de fouissage des animaux entraîne un remaniement important du sédiment. L'Arénicole puise le sédiment qu'elle ingère environ 5 cm au-dessous de la surface (AMOUREUX, 1963), c'est-à-dire dans une zone qui se trouve être peu contaminée quand l'Annélide est introduite dans le milieu expérimental. Ce sédiment est ensuite rejeté à la surface sous forme de

"tortillons". Au cours du temps, la couche ayant fixé initialement le plus de ^{60}Co , ^{59}Fe ou ^{144}Ce s'enfonce et les différences entre les couches s'atténuent. La répartition est donc progressivement modifiée dans le sens d'une homogénéisation (AMIARD - TRIQUET, n°7 et 11).

4 - Dynamique de la décontamination.

D'un point de vue de protection sanitaire, les études de décontamination présentent un intérêt évident : elles permettent d'évaluer la capacité d'auto-épuration des organismes et de déterminer les périodes biologiques des radionucléides.

Nous nous sommes limitée à l'étude de l'élimination du cobalt 60 et du caesium 137 par *Arenicola marina* chez des spécimens ayant subi une contamination expérimentale (AMIARD - TRIQUET, n°10). Il faut signaler que ces Annelides ont été transférées dans des milieux purs de tous polluants alors que l'état d'équilibre n'était pas absolument atteint (temps de contamination : 3 semaines). En effet, les travaux du RUDER BOSKOVIC INSTITUTE (1965) et de VAN WEERS (1973), ont montré que plus la période de contamination était courte, plus la décontamination était rapide et importante.

4.1 - Elimination du cobalt 60 (AMIARD - TRIQUET, n°10).

L'élimination du cobalt 60 se présente comme un phénomène lent et régulier. La période biologique du radiocobalt chez l'Arénicole est de trois mois environ lorsque la décontamination s'est effectuée en milieu sédimentaire. Il semble qu'elle soit un peu supérieure pour les spécimens maintenus dans l'eau seule. Cela peut tenir au fait que (comme dans le cas de la contamination) l'activité métabolique a été ralentie dans le milieu aberrant que constitue l'eau seule pour l'Arénicole. D'autre part, le sédiment contient des substances chimiques pouvant jouer le rôle d'agents complexants : or divers auteurs ont montré que la présence d'agents complexants, comme l'EDTA, dans le milieu

accentuait le phénomène de décontamination (RUDER BOSKOVIC INSTITUTE, 1965 ; KECKES & coll., 1968 ; GETSOVA, 1960). Comme chez l'Arénicole, l'élimination du cobalt 60 est monophasique chez *Micropogon undulatus* (BAPTIST et coll., 1970) et chez *Mya arenaria* (HARRISON, 1972) et la période biologique de cet isotope est longue : respectivement 31 et 100 à 300 jours. Par contre, chez *Ictalurus melas* et *Mytilus edulis*, la décontamination se décompose en trois phases (REED, 1971 ; VAN WEERS, 1973).

Connaissant le rôle du cobalt dans le système enzymatique, on peut supposer qu'il est lié dans l'organisme à des composés dont le renouvellement est très lent .

4.2 - Elimination du caesium 137 (AMIARD - TRIQUET, n°10).

Le taux d'élimination du caesium 137 par l'Arénicole est élevé. Pour l'organisme entier, la période biologique du radiocaesium est de trois jours. La décontamination se fait en trois phases. Les composantes courtes des courbes correspondent probablement à l'élimination de matériaux non assimilés à laquelle s'ajoute l'excrétion du radiocaesium lié à des organes où son turnover est rapide (REICHLE & coll., 1970). La phase de décontamination lente débute un mois environ après le transfert des Arénicoles en milieu non pollué.

Ces résultats sont en accord avec les données antérieures concernant d'autres espèces (BRYAN, 1963 ; FOWLER & coll., 1971 ; FRAIZIER & VILQUIN, 1971 ; GETSOVA, 1960 ; REYNIER, 1969).

5 - Répartition des radionucléides dans l'organisme.

5.1 - Localisation qualitative par autoradiographie.

Nous ne disposons que d'un petit nombre de documents que nous commenterons brièvement. Les renseignements techniques concernant l'obtention de chaque autoradiographie figurent de manière succincte en tête de chaque paragraphe .

5.1.1 - Localisation du cobalt.

5.1.1.1 - Scrobicularia plana.

Contamination : dans l'eau seule
Emetteur : cobalt 60
Déshydratation : dans l'alcool
Inclusion dans le méthacrylate de méthyle.
Film Gevaert Structurix D 7

Nous constatons (Pl. 1A) que le cobalt est accumulé essentiellement dans l'hépatopancréas de la Scrobiculaire. Le cobalt 60, émetteur de rayonnements β et γ très énergétiques, donne une mauvaise résolution, en sorte que nous ne pouvons discerner si la forte concentration qui apparaît au bord des valves résulte de la contamination de la coquille ou du repli palléal.

5.1.1.2 - Arenicola marina.

Contamination : dans l'eau seule
Emetteur : cobalt 57
Coupes à congélation
Déshydratation par le froid
Film Kodak HS₂

La coupe transversale de l'Arénicole contaminée (Pl. 1B) nous montre une accumulation particulièrement importante du cobalt dans les néphridies.

5.1.2 - Localisation du caesium 137 chez l'Arénicole.

Contamination : dans l'eau seule
Déshydratation : dans l'alcool
Inclusion dans la paraffine (Ester wax)
Film Gevaert Structurix D 7

Sur cette coupe transversale, nous n'observons pas d'accumulation préférentielle du caesium 137 dans un tissu particulier. La répartition du caesium paraît être relativement homogène (Pl. 1C).

5.1.3 - Localisation du cérium.

5.1.3.1 - Scrobicularia plana.

Contamination : dans l'eau seule
Emetteur : cérium 144
Déshydratation : dans l'alcool
Inclusion dans le méthacrylate de méthyle
Film Gevaert Structurix D 7

Malgré la très médiocre qualité de la résolution liée au type de rayonnement du cérium 144, nous constatons que le cérium se localise d'une part, sur la face externe de la coquille, d'autre part, dans la lumière du tube digestif dont on voit deux coupes transversales (Pl. 1D).

5.1.3.2 - Arenicola marina.

Contamination : dans l'eau seule
Emetteur : cérium 144
Coupes à congélation
Déshydratation par le froid
Film Kodak HS₂

L'émetteur utilisé donne une bonne résolution. La contamination touche la paroi externe des téguments et le contenu digestif (Pl. 1E).

5.2 - Répartition quantitative.

La répartition n'a été quantifiée de manière précise et sur un nombre de spécimens suffisant que pour le cobalt 60 et le caesium 137.

5.2.1 - Répartition du cobalt 60.

Chez l'Arénicole, le cobalt se concentre essentiellement dans le sang et dans les tissus bien irrigués par le fluide sanguin : après sept jours de contamination dans l'eau, les facteurs de concentration sont de l'ordre de 10^3 pour le sang alors qu'ils sont inférieurs à 10 pour le liquide coelomique, les téguments et les muscles qui leur sont associés (AMIARD - TRIQUET, n°3). Après soixante dix sept jours de décontamination, la quasi-totalité du cobalt 60 pré-

sont dans l'organisme du ver est localisé dans le tube digestif et ses annexes : sinus sanguins et tissu chloragogène (AMIARD - TRIQUET, n°10).

Chez *Scrobicularia plana* et *Macoma balthica*, la contamination de l'eau par le cobalt 60 entraîne une accumulation de cet isotope plus importante dans la coquille (F.C. = 53 à 76) que dans les tissus mous (F.C. = 22 à 32) (AMIARD - TRIQUET, n°11). Chez la *Scrobicularia*, une détermination plus précise a montré que parmi les tissus mous, l'hépatopancréas est le site d'une importante concentration du cobalt 60 alors que les muscles adducteurs, les siphons et le manteau se contaminent peu (AMIARD - TRIQUET et AMIARD, n°13).

5.2.2 - Répartition du caesium 137.

Les facteurs de concentration du caesium 137 dans les différents organes de l'*Arénicole* sont nettement moins élevés que ceux calculés pour le cobalt 60. A l'équilibre, ils avoisinent 10 pour le tube digestif, ils sont environ moitié moins élevés pour les téguments non dissociés des muscles. Sauf en période de maturité sexuelle, la concentration du caesium 137 dans le liquide coelomique est égale à celle de l'eau (F.C. = 1) (AMIARD - TRIQUET, n°11).

Au cours de la décontamination, la part du tube digestif dans la radioactivité totale de l'organisme diminue et après deux mois, les téguments et les muscles rendent compte de 92% de la somme des activités par unité de poids des divers organes considérés (AMIARD - TRIQUET, n°10).

Chez *Scrobicularia plana* et *Macoma balthica*, les tissus mous (F.C. = 7,1 à 8,2) étaient plus contaminés que les coquilles (F.C. = 0,5 à 2,6) (AMIARD - TRIQUET, n°11).

6 - Conclusions partielles à la première partie.

A l'exposé des résultats des contaminations en fonction du milieu expérimental, une remarque s'impose : lorsque la radioactivité de l'eau est nulle (^{144}Ce) ou extrêmement faible (^{60}Co , ^{59}Fe), les spécimens biologiques placés dans le sédiment contaminé n'accumulent respectivement pas ou très peu de radionucléides. Pour le fer, nos résultats semblent en contradiction avec ceux obtenus ("in situ") par LOWMAN & coll. (1966) qui, dans un milieu sédimentaire riche en fer, observaient une forte concentration de cet élément chez les Polychètes ayant un régime alimentaire de deposit-feeders stricts.

Pour le cobalt 60 et le caesium 137, les constats de contamination ont montré qu'en milieu sédimentaire la radioactivité des spécimens biologiques demeurait plus faible que dans l'eau seule. Cependant, sauf pour le cérium 144 les résultats obtenus ne permettent pas de nier absolument l'existence d'un transfert sédiment-animaux.

Remarque : On peut supposer que dans l'eau seule, qui constitue pour les espèces étudiées un milieu aberrant, les animaux ont un comportement moins actif que dans le sédiment. Cette hypothèse semble confirmée par le fait que le temps mis pour atteindre l'équilibre est plus long dans l'eau seule qu'en milieu sédimentaire (chez l'Arénicole et chez les Tellinidés, pour le cobalt 60 comme pour le caesium 137), ce qui paraît correspondre à une activité métabolique ralentie. Cependant, le fait que nous avons fréquemment maintenu Mollusques et Arénicoles pendant plus de trois mois, au laboratoire et dans l'eau seule, avec un taux de mortalité faible, permet d'accorder un certain crédit aux résultats obtenus dans ces conditions.

D'un point de vue de protection sanitaire, nos expériences mettent en évidence que le sédiment joue le rôle d'un "piège à contaminant". Dans le milieu naturel, l'influence des comportements de fouissage et de nutrition des organismes benthiques sur les rapports radioactivité - sédiment, a été évoquée par

DUURSMA & BOSCH (1970) et par CERRAI et coll. (1970). *Nous retiendrons avec CROSS (1968) que le rôle essentiel des organismes benthiques dans la radioécologie des zones sédimentaires marines semble être la redistribution au sein du sédiment des radionucléides adsorbés en surface.*

Nous observons que toutes les espèces étudiées concentrent plus le cobalt que le caesium (Tableau II). De nombreuses données antérieures montrent que c'est là le cas général, aussi bien au laboratoire que "in situ" (POLIKARPOV, 1966 ; HARRISON, 1972). ROBERTSON & coll. (1967) ont trouvé du cobalt 60 à une concentration beaucoup plus élevée que celle de l'eau dans les espèces les plus variées : zooplancton (méduses, Mollusques hétéropodes, Amphipodes), Eponges, Moules, Anatifes, Crevettes, Calmars, Poissons. MAUCHLINE (1961) considère que les vers sont, de tous les animaux marins, ceux qui concentrent le plus le cobalt. Cela semble confirmé par FUKAI (1968), qui suppose l'existence d'un mécanisme particulier de prélèvement du cobalt de l'eau de mer par ces animaux.

Nos expériences sur l'Arénicole et la littérature antérieure montrent que les modalités de la décontamination après accumulation expérimentale de ^{137}Cs ou de ^{60}Co sont très différentes. Le "turn-over" du cobalt est beaucoup plus lent que celui du caesium. Nous observons des variations de concentration entre les différents organes beaucoup plus importantes pour le cobalt 60 que pour le caesium 137 et cette remarque est confirmée par la littérature (HARRISON, 1972). *Pour le cobalt, nos résultats sont en accord avec les travaux antérieurs qui ont montré que la plupart des organismes marins concentrent le cobalt, notamment dans les organes internes bien irrigués par le sang : foie des Vertébrés (FUKAI, 1968 ; FRAIZIER & ANCELLIN, 1972) et tissus des glandes digestives analogues des Invertébrés (FUKAI, 1968). Nos expériences sur l'accumulation du caesium confirment la théorie selon laquelle le caesium a un comportement voisin de celui du potassium et s'accumule essentiellement dans les tissus mous et, en particulier, dans les muscles.*

Chez la Scrobiculaire et chez l'Arénicole, nous avons observé que

le cérium était responsable d'une contamination externe ainsi que d'une contamination interne limitée à la lumière du tube digestif. Le fait que le cérium ne semble pas susceptible de franchir les membranes biologiques chez les espèces étudiées étaye l'hypothèse selon laquelle cet élément ne participerait pas aux processus métaboliques. D'autre part, la localisation du cérium 144 est à rapprocher de sa physico-chimie : comme d'autres éléments se trouvant essentiellement sous forme insoluble, le cérium a un grand pouvoir d'adsorption et, en conséquence, est responsable d'importantes contaminations des surfaces avec lesquelles il se trouve en contact (FONTAINE, 1960).

SECONDE PARTIE

PARAMETRES DE LA CONTAMINATION

Alors que dans la nature les variations de divers facteurs physiologiques et écologiques peuvent être corrélées ou simultanées, les expériences de laboratoire permettent d'isoler les différents facteurs dont on veut étudier l'influence. Une seule espèce, *Arenicola marina*, et un seul radionucléide ^{137}Cs , ont été utilisés dans la plupart de ces expériences. Quelques tests ont été effectués en ce qui concerne le cobalt 60.

Pour les groupes "témoins", la méthodologie suivie a été identique à celle appliquée pour les constats de contamination. Pour la contamination par ^{137}Cs , six groupes témoins de 10 à 15 Arénicoles ont été réalisés à différentes périodes de l'année mais en dehors de la période de reproduction. A l'équilibre les facteurs de concentration moyens suivant ont été calculés pour le caesium 137 : 4,08 ; 4,66 ; 4,32 ; 3,82 ; 3,64 ; 4,04. Chaque série expérimentale diffère des séries témoins par un paramètre physico-chimique ou physiologique.

Les résultats obtenus sont résumés dans le Tableau III.

1 - Facteurs écologiques.

1.1 - Temps d'émersion.

Espèce occupant l'étage médiolittoral de la zone de balancement des marées, l'Arénicole se trouve normalement pendant une période importante du cycle journalier dans un substrat exondé, mais AMOUREUX (1966) signale que

"les populations arénicoliennes sont confinées aux territoires fortement hydratés, voire toujours saturés".

Pour tester l'influence du temps d'émersion sur la contamination radioactive de l'Arénicole, nous avons réalisé un système de marée composé de deux aquariums qu'une pompe péristaltique couplée à un petit moteur électrique, permettait de vider et de remplir alternativement toutes les six heures.

Les courbes de dynamique de la contamination des Arénicoles par le caesium 137 sont identiques à celles obtenues pour les groupes témoins. Le facteur de concentration moyen à l'équilibre est de 4,20 et ne diffère pas significativement des facteurs de concentration dans les Arénicoles des groupes témoins.

D'autre part, nous n'avons pas constaté (sur une période d'un mois) que les Annélides qui vivaient dans le sédiment immergé en permanence produisaient plus de tortillons que celles dont le sédiment n'était immergé que 6 h. sur 12. On peut donc supposer qu'il y a permanence d'un certain rythme d'activité que ne perturbe pas la variation du temps d'émersion.

Remarque : Nous avons tenu compte de ces résultats pour les expériences suivantes et dans le but de simplifier le protocole expérimental, nous n'avons pas assuré de marée artificielle dans les aquariums.

1.2 - Température.

A marée basse, aux périodes de chaleur ou de froid extrêmes, les Arénicoles sont soumises à des variations de température malgré le rôle relativement isolant du sédiment dans lequel elles vivent. En conséquence, il nous a paru intéressant de déterminer l'influence de la température sur la contamination d'*Arenicola marina* par le caesium 137.

La contamination d'*Arenicola marina* a été étudiée pour une gamme de températures permettant une bonne survie des animaux : $3 \pm 1^{\circ}\text{C}$, $5 \pm 1^{\circ}\text{C}$,

15 $\pm$ 1°C (témoins), 17 $\pm$ 1°C. Il n'est pas apparu de différences significatives entre les niveaux de contamination des spécimens des différents élevages ni pour l'animal entier, ni pour un organe particulier. Au cours des manipulations à basse température, nous avons observé que les Arénicoles formaient peu ou pas de tortillons. Cependant, leur taux de contamination par le caesium 137 atteignait le même ordre de grandeur que lorsque leur comportement vis-à-vis du sédiment paraissait normal.

Une augmentation de température entraîne de façon très générale une augmentation du taux des échanges chez les organismes poïkilothermes. Ce mécanisme peut intervenir lors de l'accumulation des radionucléides ainsi que l'ont montré de nombreux auteurs pour diverses espèces (CROSS, 1968 ; FOULQUIER & GRAUBY, 1969 ; RICE & coll., 1965 ; WOLFE & COBURN, 1970).

Nos résultats sur l'Arénicole semblent donc avoir une valeur ponctuelle. Peut-on supposer que le métabolisme de l'Arénicole, espèce très eurytherme, est peu affecté par des variations de température de l'ordre de celles expérimentées ? Cette hypothèse paraît en effet en contradiction avec les modifications comportementales observées à basse température.

1.3 - Salinité.

A marée basse, l'Arénicole peut subir des variations de salinité dues aux apports d'eau douce (terrestres ou pluviales) ou à l'évaporation en surface du sédiment (JANSSON, 1967). On observe des populations denses aussi bien sur les estrans que baignent des eaux franchement marines qu'à proximité des estuaires où la salinité diminue plus ou moins considérablement. Il nous a donc paru intéressant d'étudier l'influence de ce facteur sur la contamination radioactive de l'Arénicole.

Le test a été effectué sur un groupe de 15 Arénicoles maintenues dans une eau de mer diluée (eau de mer 40% + eau distillée 60%) (AMIARD - TRIQUET, n°5). Dans ces conditions, nous avons constaté que la fixation du caesium 137

sur le sable fin à Arénicoles augmentait par rapport au témoin, ce qui s'explique par le fait que la compétition entre le caesium et les autres ions est d'autant plus faible que leur concentration dans l'eau est moins grande (AUFFRET & coll., 1971). Ce comportement du caesium a déjà été observé aussi bien en milieu expérimental (JACOBS, 1960) que "in situ" (LOWMAN & coll., 1966).

En milieu dessalé, nous observons que la contamination des Arénicoles par le caesium 137 est plus forte que dans une eau de mer normale. Les facteurs de concentration sont doublés sauf pour le liquide coelomique dont le facteur de concentration reste voisin de 1.

Ces deux résultats sont en accord avec ceux de BRYAN (1963) sur deux espèces euryhalines, *Hydrobia jenkinsi* SMITH et *Sphaeroma hookeri* LEACH.

Pour l'Arénicole, diverses hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ce phénomène :

- compétitivité plus faible entre les ions aux faibles concentrations,
- possibilité pour le caesium de remplacer le potassium,
- rôles parallèles du caesium et du potassium dans le maintien d'une certaine hypertonicité du milieu interne par rapport au milieu externe (FONTAINE, 1969),

- en milieu dessalé, une partie du caesium lié à la matière organique du sédiment est aisément désorbable et l'Arénicole utilisant pour nourriture la matière organique du sédiment (AMOUREUX, 1963), ce caesium 137 faiblement lié pourrait être responsable d'une contamination par voie alimentaire qui viendrait s'ajouter à la contamination par l'eau.

1.4 - Concentration ionique du milieu.

La fixation et le métabolisme des radioéléments chez les êtres marins dépendent des mécanismes qui gouvernent l'assimilation de leurs isotopes stables. Lorsque pour une même concentration de l'isotope radioactif dans le milieu, la concentration de l'isotope stable augmente, la compétition isotopique augmente.

A cette compétition isotopique pourra s'ajouter une compétition chimique entre un élément stable présent en grande abondance - comme le potassium - et un élément radioactif de propriétés chimiques voisines présent en petites quantités - comme le caesium -.

1.4.1 - Compétition isotopique ^{137}Cs - Cs stable.

Une expérience préliminaire sur la toxicité du chlorure de caesium a été menée sur des groupes de dix Arénicoles. La concentration létale 50% après huit jours correspond à une surcharge de 8 millimoles (mM) de CsCl par litre d'eau de mer. En conséquence, les surcharges ont été échelonnées entre 0,001 et 6 mM/l. Elles ont été effectuées au moment même où le caesium 137 était introduit dans l'eau de mer.

Nous avons constaté qu'à des concentrations croissantes de caesium stable dans le milieu correspondait une augmentation de la radioactivité des Arénicoles (AMIARD - TRIQUET, n°8). De même, en milieu terrestre, NISHITA & coll., (1960) ont observé que l'addition de caesium stable entraînait une augmentation de la contamination des plantes par le caesium 137.

D'après les principes des échanges d'ions, NISHITA et coll., (1962) expliquent que l'addition d'un entraîneur provoque une diminution de la fraction de radiocaesium s'adsorbant sur le sol (ou dans notre cas, sur le sédiment marin). Dans ces conditions, une quantité importante de caesium 137 demeure dans l'eau intersticielle en milieu terrestre, dans l'eau de mer surmontant le sédiment de nos aquariums. *Alors qu'en l'absence d'entraîneur, une partie importante de caesium 137 est fortement liée au sédiment et ne contamine pas les organismes vivants, en présence d'entraîneur, au contraire le caesium 137 en solution peut être accumulé par les espèces.*

Diverses techniques d'analyse factorielle ont été utilisées pour exploiter les résultats. Elles mettent en évidence un classement des individus en fonction du niveau de contamination de l'organisme (exprimé en facteurs de

concentration) et de la radioactivité résiduelle de l'eau de mer à l'équilibre, après sorption du caesium 137 sur le sédiment (AMIARD - TRIQUET, n°8).

Les facteurs de concentration du caesium 137 dans les différents organes de l'Arénicole sont affectés par les variations du rapport $^{137}\text{Cs}/\text{Cs}$ total dont la radioactivité de l'eau de mer à l'équilibre est le reflet. Ce phénomène est significatif pour l'animal entier et pour le tube digestif (Tableau III).

Des observations du même ordre ont été faites chez le Protiste *Euglenia intermedia* : le facteur de concentration du caesium 137 est une fonction exponentielle de la teneur du milieu en caesium stable (WILLIAMS, 1960).

Il ne semble pas que l'addition d'entraîneur exerce une action dépressive sur les facteurs de concentration du caesium 137 dans les téguments, les muscles et le liquide coelomique de l'Arénicole. De même, chez *Sphaeroma hookeri*, BRYAN (1963 c) constate que l'addition d'entraîneur n'affecte pas les facteurs de concentration du caesium 137. Ceci n'est possible que si le rapport $^{137}\text{Cs}/\text{Cs}$ total est identique dans le milieu interne et dans le milieu externe. Cette identité a été constatée par NELSON (1967) dans les eaux de la Clinch River contaminées de façon variable au cours du temps et dans l'organisme des Poissons qui y vivent. Cela signifie qu'à une augmentation de la concentration du caesium (stable ou radioactif) dans le milieu externe correspond une augmentation de la concentration du caesium (stable ou radioactif) dans le milieu interne.

Il semble donc que l'hypothèse émise par BERNHARD (1968), d'une corégulation du caesium par le mécanisme de régulation du potassium ne soit pas vérifiée dans le cas de la contamination d'*Arenicola marina* par le caesium 137.

1.4.2 - Compétition chimique ^{137}Cs - K.

Les quantités de caesium naturellement présentes dans l'eau de mer (en Manche, $0,5 \pm 0,05 \mu\text{g}/\text{l}$ soit $3,5 \cdot 10^{-6} \text{mM}/\text{l}$ d'après SMALES & SALMON, 1955) sont extrêmement faibles en regard des concentrations en potassium (0,387 g/l

soit environ 10 mM/l d'après MARTIN, 1970). Il nous a donc paru intéressant d'étudier les effets d'une diminution de la teneur de l'eau de mer en potassium plutôt que l'influence d'une surcharge.

En conséquence, le test a consisté à placer un groupe de quinze Arénicoles dans un sédiment que baignait une eau de mer artificielle préparée d'après la formule de HARVEY (1949), à ceci près que la concentration en sels de potassium a été diminuée de 50% (AMIARD - TRIQUET, n°5).

Dans ces conditions, le taux de fixation du caesium 137 sur le sédiment augmente. Il semble donc que la diminution de la teneur de l'eau en potassium entraîne une libération de sites de sorption sur le sédiment, ces sites étant alors occupés par le caesium 137. D'autres auteurs ont déjà remarqué que la teneur de l'eau en potassium affectait la sorption du caesium sur le sédiment (NISHITA et coll., 1962).

Dans cette eau de mer appauvrie, la radioactivité des Arénicoles à l'équilibre est supérieure à celle enregistrée en eau de mer normale. Les facteurs de concentration sont pratiquement doublés sauf pour le liquide coelomique où ils restent voisins de 1.

L'hypothèse explicative la plus simple consisterait à admettre que ce phénomène a pour causes une modification des concentrations respectives du caesium 137 et du caesium stable dans l'eau. En effet, dans l'eau de mer artificielle, la concentration du caesium stable est nulle. Cependant, dans nos conditions expérimentales et dans le domaine de sensibilité de nos techniques d'analyses, il ne paraît pas que cette hypothèse soit justifiée. En effet, l'expérience précédente nous a montré que l'accumulation du caesium 137 par les Arénicoles était nettement moins affectée par des surcharges en caesium considérables (plus de six fois la concentration naturelle) qu'elle ne l'est dans le présent test.

Il semble donc que le caesium soit susceptible de remplacer le potassium dans les processus biologiques. D'autre part, les hypothèses avancées pour

expliquer l'influence de la salinité sur la contamination des Arénicoles par le caesium 137 restent valables dans ce milieu appauvri en potassium et donc relativement hypotonique par rapport à l'eau de mer naturelle.

1.5 - Teneur du sédiment en matière organique.

Bien que le mode de métabolisation de la matière organique par l'Arénicole soit mal connu, on peut admettre que la fraction organique du sédiment est l'aliment essentiel de cette Annélide. Il nous a donc semblé intéressant de comparer les taux de contamination atteints par des animaux placés dans un sédiment normal et par des animaux placés dans un sédiment dépourvu de matière organique.

1.5.1 - Influence sur la contamination par le cobalt 60.

Après huit jours de stabulation en milieu contaminé par le cobalt 60, et pour des activités identiques de l'eau au début de l'expérimentation ($10 \mu\text{Ci/l}$), on observe des taux de radioactivité de 20 à 45 I.P.M./g pour des animaux dans leur sédiment d'origine et de 2 000 à 6 000 I.P.M./g pour des animaux placés dans le même sédiment dont on a détruit la matière organique (AMIARD - TRIQUET, n°3).

La fraction organique du sédiment joue un rôle important dans la fixation du cobalt. D'après PILLAI et coll. (1970), le coefficient de distribution $K_d^{(3)}$ est de 877 pour un sédiment naturel contenant 2,2% de matière organique et passe à 28 pour le même sédiment dont on a éliminé la matière organique. Dans un milieu naturel dulçaquicole, NELSON et coll. (1964) ont montré que la sorption du cobalt 60 sur la matière organique était responsable en majeure partie de la contamination du sédiment par ce radioisotope.

3) $K_d = \frac{M_s}{M_l} \times \frac{V}{m}$ où M_s est l'activité fixée par la phase solide, M_l est l'activité restant dans la phase liquide, V est le volume de la solution, m est la masse du sédiment.

La destruction de la matière organique, c'est-à-dire la suppression d'une source possible de nourriture contaminée, n'entraîne pas une diminution de la contamination de l'Arénicole par le cobalt 60 mais provoque deux phénomènes : une modification du rapport de répartition du cobalt 60 entre l'eau et le sédiment en faveur de l'eau et parallèlement une augmentation de la radioactivité des animaux.

1.5.2 - Influence sur la contamination par le caesium 137.

Ces observations donnent des résultats qualitativement identiques à ceux obtenus pour le cobalt 60 mais quantitativement, les phénomènes sont moins importants.

Ceci s'explique par le fait que la matière organique joue un rôle moins important dans la sorption du caesium 137 que dans la sorption du cobalt 60 sur le sédiment. En effet, les coefficients K_d pour le caesium 137 dans un sédiment naturel à 2,2% de matière organique et dans un sédiment sans matière organique sont respectivement de 832 et 1 091 (PILLAI & coll., 1970).

2 - Facteurs physiologiques.

2.1 - Sexe et maturité sexuelle.

Dans les conditions expérimentales décrites pour les constats de contamination, nous avons comparé les modalités de l'accumulation du caesium 137 par des Arénicoles en période de reproduction et en période de repos sexuel, chez les mâles et les femelles (AMIARD - TRIQUET, n°6).

La concentration du caesium 137 par l'Arénicole est affectée par l'état de maturité sexuelle du ver. En période de reproduction, le niveau de contamination du liquide coelomique augmente. Ce phénomène est dû à la présence de gamètes libres qui concentrent dans la cavité coelomique des quantités importantes de radiocaesium, la contamination globale des spermatozoïdes étant supérieure à celle des ovules.

La contamination des adultes par le radiocaesium entraîne une

contamination des produits génitaux. Consécutivement, les cellules reproductrices qui ont accumulé du caesium 137 subissent l'effet des rayonnements ionisants émis par cet isotope et il serait intéressant de déterminer l'effet de ce phénomène d'irradiation sur la reproduction de l'espèce.

La contamination des autres organes (ou autres groupes d'organes) de l'Arénicole n'est pas affectée par l'état physiologique des individus.

2.2 - Taille.

Pour la plupart des espèces, les individus les plus jeunes sont presque toujours les plus contaminés (BOROUGHES et coll., 1957 ; AMIARD, 1972 ; AMIARD et LE LANNOU, 1972 ; AMIARD, 1973). ce qui peut résulter :

- d'un métabolisme plus élevé que chez les spécimens âgés (OLSON & FOSTER, ROSENTHAL, PROSSER & coll., cités par FONTAINE, 1960),

- d'une variation du rapport volume/surface avec l'âge.

Nous avons cherché confirmation de ce phénomène général dans le cas particulier de la contamination d'Invertébrés marins par le caesium 137. Pour cela, nous avons adopté un protocole expérimental simplifié puisque les animaux testés ont été élevés dans l'eau seule (AMIARD - TRIQUET, n°2).

Chez les Mollusques étudiés, *Scrobicularia plana* et *Macoma balthica*, il n'apparaît pas de différences de contamination de la coquille entre individus de tailles différentes. *Il semble donc que la coquille se contamine essentiellement par un mécanisme passif d'adsorption.*

Par contre, la radioactivité de la chair est nettement plus élevée chez les petits spécimens que chez les grands. De même, les Arénicoles les plus petites sont celles qui accumulent le plus le radiocaesium. *La contamination des tissus mous serait donc liée à un phénomène métabolique, plus intense chez les individus jeunes que chez les plus âgés.* Les variations du rapport volume/surface pourraient également intervenir en ce qui concerne les différences constatées entre les spécimens de petite et de grande taille, mais l'explication ne

vaudrait que pour une contamination limitée à la surface des tissus considérés.

Remarque : Etudiant l'accumulation du cobalt 60 par *Carcinus maenas* et *Pleuro-nectes platessa* à partir de la nourriture constituée par des *Arenicolas marina* contaminées, nous avons observé que pour les deux espèces, les plus petits individus étaient ceux qui concentraient le plus de radioactivité (AMIARD - TRIQUET et AMIARD, n°12).

2.3 - Equipement enzymatique.

Nous avons vu précédemment que la contamination des animaux est fonction de la mobilité des ions radioactifs. Elle dépend en particulier, du mode de sorption des radionucléides sur le sédiment ainsi que de la rétention des ions par les algues. Chez le Rat, GRUDEN et coll. (1970) ont montré que les algues réduisaient efficacement l'absorption duodénale du strontium et du calcium, limitant ainsi la contamination interne des organismes par les radioisotopes de ces éléments.

Certains organismes marins secrètent une alginase qui catalyse spécifiquement l'hydrolyse de l'acide alginique (FRANSSEN & JEUNIAUX, 1965). Sous l'influence de cette enzyme, l'algine est digérée et les ions qui lui sont liés sont libérés. Si la nourriture ingérée est contaminée, il y aura alors possibilité de contamination de l'animal par voie digestive.

Nous avons recherché la présence d'alginase dans le tube digestif de plusieurs deposit-feeders : *Arenicola marina*, *Sipunculus nudus* et *Echinocardium cordatum* (AMIARD - TRIQUET, n°9). Dans une gamme de pH variant entre 7,4 et 8,2, nous n'avons détecté d'activité alginolytique pour aucune des trois espèces. Ceci est en contradiction avec les résultats obtenus par FRANSSEN et JEUNIAUX (1965) qui observaient une activité relativement faible dans l'intestin de l'Arénicole ainsi que dans l'estomac et la glande de Morren de la même espèce.

Le fait que l'arsenal enzymatique des espèces pratiquant le deposit-feeding comporte peu ou pas d'alginase explique qu'il n'y ait pas désorption des radioéléments lors du passage des algues dans le tube digestif. Ce résultat

appuie l'hypothèse selon laquelle les liaisons entre les radionucléides et le sédiment sont peu affectées par la vie animale, ce qui expliquerait le faible niveau de contamination des animaux benthiques arénivores.

3 - Conclusions partielles à la seconde partie.

L'aquarium constitue un milieu fermé comprenant trois compartiments : substrat (sédiment + parois de l'aquarium et système de filtration), eau, spécimens biologiques. L'étude des divers paramètres écologiques a mis en évidence les points suivants : les variations de la contamination par le cobalt 60 du sédiment et des animaux sont affectées de signes opposés alors qu'elles sont de signes semblables pour l'eau et les animaux (Tableau III). De même, alors que les facteurs de concentration du caesium 137 dans les Arénicoles diminuent (Tableau III - Expérience 5) ou restent constants (Tableau III - Expérience 6), les "activités spécifiques" des Arénicoles augmentent parallèlement à une diminution de l'"activité spécifique" du sédiment et à une augmentation de l'"activité spécifique" de l'eau.

Ces observations ainsi que l'ensemble des données que nous avons rapportées dans la première partie de ce mémoire, montrent que le vecteur essentiel de la contamination des Invertébrés marins benthiques est l'eau. Ce résultat est confirmé par d'autres chercheurs, tant dans le domaine marin (CROSS, 1968) que dans les domaines dulçaquicole (FOULQUIER, 1972) et terrestre (NISHITA & coll., 1962 ; MYTTENAERE & coll., 1969 ; BITTEL & coll., 1970 ; CUMMINGS & BANKERT, 1971), tant expérimentalement qu'"in situ" (CROSS & coll., 1970). Il s'explique par le fait que les radioisotopes liés au sédiment sont difficilement désorbables et ne sont pas disponibles pour les animaux.

Les algines, en particulier, substances abondantes dans la zone côtière, sont responsables d'une importante rétention des ions. Or, l'alginate, enzyme qui assure leur dégradation, ne figure pas (ou peu) à l'arsenal enzymatique des espèces que nous avons étudiées. En conséquence, il n'y a pas de désorption

des radionucléides lors du passage des algues dans le tube digestif.

Certains auteurs ont supposé que les bactéries étaient susceptibles de recycler les radionucléides dans le milieu marin (PERONI, 1970). Il a été montré que certaines espèces de Crustacés concentraient moins le phosphore 32 dans un milieu stérile que lorsqu'elles disposaient de bactéries pour nourriture (HARRIS, 1957 ; RIGLER, 1961 ; JOHANNES, 1964). Par contre DUURSMA & BOSCH (1970), n'ont pas observé de différences dans la contamination par le cobalt 60 d'un sédiment naturel et du même sédiment rendu stérile.

La complexité du phénomène de contamination radioactive des spécimens biologiques est bien illustrée par le fait que sept des neuf facteurs écologiques ou physiologiques étudiés exercent un effet (positif ou dépressif) sur l'accumulation du caesium 137 chez l'Arénicole.

Dans les expériences réalisées, l'influence des facteurs écologiques sur la concentration biologique des radionucléides s'exerce selon deux modalités :

- par l'intermédiaire d'un phénomène physico-chimique modifiant la répartition des radiocontaminants entre l'eau et le sédiment. Dans ce cas, seule l'"activité spécifique" des animaux est affectée, le facteur de concentration par rapport à l'eau restant constant. C'est ce que nous observons quand la teneur du sédiment en matière organique varie.

- en mettant en jeu un processus physiologique d'adaptation au milieu (osmorégulation, ionorégulation).

Ces deux mécanismes peuvent agir de façon concomitante et, dans ces conditions, l'"activité spécifique" et le facteur de concentration varient tous deux. C'est le cas lorsque la salinité et la concentration en K ou en Cs stable sont modifiées.

TROISIEME PARTIE

ETUDE DU TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES DANS LES CHAINES TROPHODYNAMIQUES MARINES.

1 - Introduction.

Toute substance introduite dans le milieu naturel peut être prélevée par les organismes vivants et, parfois, s'accumuler à des concentrations très supérieures à celle à laquelle elle se trouve dans les eaux. Intégrée à la matière vivante, elle va être transférée aux maillons successifs des chaînes trophodynamiques. Tout au long de ce cheminement, les polluants et, entre autres, les radiocontaminants, pourront exercer leurs effets sur un très grand nombre d'espèces de la flore ou de la faune et sur l'Homme qui les consomme.

Avec CROSS & coll. (1973), nous considérons que la connaissance du cycles des radionucléides dans les chaînes alimentaires marines est essentiel pour pouvoir :

1°) prévoir les concentrations des radionucléides dans les produits marins comestibles,

2°) estimer les doses d'irradiation auxquelles sont soumises les populations animales en milieu marin,

3°) évaluer le rôle des organismes marins dans la redistribution des radionucléides dans l'environnement marin.

D'autre part, d'un point de vue technique, la contamination des chaînes alimentaires constitue un excellent test de pollution du milieu (AUBERT, 1972). C'est ainsi que CAREY et coll. (1966) ont pu mesurer des concentrations croissantes de zinc 65 chez un deposit-feeder, *Ophiura sp.*, et son prédateur, un

carnivore benthique de l'espèce *Luidia folialata* (Echinoderme - Astéroïde), alors que le zinc 65 n'était pas détectable dans le sédiment où vivaient ces animaux.

Certains chercheurs ont émis des hypothèses quant au rôle de la nourriture dans la contamination radioactive des espèces. POLIKARPOV (1966) rapporte que KARZINKIN (1962) conclue d'une importante revue bibliographique sur l'assimilation des sels en solution aqueuse par les organismes aquatiques, que l'accumulation des substances minérales par les poissons se fait essentiellement par l'intermédiaire des branchies, de la surface du corps et des nageoires et non par l'ingestion de nourriture.

Une analyse bibliographique de plus de trente publications, réalisée par MAUCHLINE & TEMPLETON (1964), montre que la majorité des auteurs considère que l'accumulation directe des radionucléides à partir de l'eau est responsable d'une contamination plus importante que l'ingestion de nourriture contaminée. La minorité qui émet l'hypothèse contraire est constituée essentiellement par les radioécologistes ayant effectué des études "in situ" ; mais dans les conditions naturelles, il est difficile, sinon impossible, d'établir une corrélation précise entre la concentration des polluants et le niveau trophique des organismes. En effet, le vecteur de la contamination n'est pas l'eau ou la nourriture mais une combinaison de ces deux facteurs et, de plus, de nombreux paramètres, biotiques ou abiotiques, affectent l'incorporation des radioéléments par les espèces (AMIARD & AMIARD - TRIQUET, 1974).

La revue des travaux concernant le comportement du cérium 144, du caesium 137 et des produits d'activation dans les écosystèmes nous a convaincus de la nécessité d'évaluer les risques encourus par l'Homme qui utilise des comestibles marins pollués par les produits d'activation. En conséquence, d'un point de vue de protection sanitaire, nous nous sommes attachés à déterminer le transfert du cobalt 60 dans trois chaînes trophiques ou fragments de chaînes trophiques (Tableau IV).

Le concept de chaîne alimentaire constitue une description simplifiée commode des relations trophodynamiques dans le milieu naturel. En effet, il est exceptionnel qu'un consommateur utilise de façon permanente une nourriture monospécifique et l'expression de réseau trophique conviendrait mieux pour rendre compte de la complexité du phénomène.

Cependant, ainsi que nous le préciserons ultérieurement, l'intérêt des chaînes expérimentées est de comporter des espèces qui dans certains milieux naturels constituent une part importante de la biomasse et ont effectivement des relations trophiques.

En milieu marin, à la taille généralement faible des producteurs primaires correspondent des mécanismes d'alimentation adaptés qui se sont développés dans deux directions : "deposit-feeding" et "filter-feeding". Le premier mécanisme, grâce à diverses structures morphologiques que nous avons passées en revue (P. 4), assure la nutrition des Invertébrés que nous avons étudiés, au moins partiellement car *Scrobicularia plana* est susceptible d'activités de filtration (ROBERT, 1971).

CROSS & coll. (1973), signalent qu'il est difficile d'assigner un niveau trophique à ces organismes benthiques qui, dans le milieu naturel, utilisent largement les détritus comme nourriture et proposent de les désigner par l'expression "detritus-feeders". En effet, le niveau trophique de la proie est alors mal défini puisque les détritus sont constitués de matière organique particulaire, de molécules diverses adsorbées en surface et de micro-organismes.

2 - Etude bibliographique de la contamination des chaînes trophiques par les radionucléides.

2.1 - Contamination des chaînes trophiques par le cérium 144.

Le cérium 144 s'adsorbe de façon considérable sur le plancton et les particules inertes. Or, CHIPMAN (1966) remarque que les Mollusques d'intérêt économique sont, de par leur mode de nutrition, particulièrement aptes à accumuler

ces particules hautement radioactives. Ceci est confirmé par OSTERBERG et coll. (1964) qui, dans l'estuaire de la Columbia River et les zones océaniques adjacentes, détectent la présence de ^{141}Ce chez les producteurs primaires et les herbivores à l'exclusion des carnivores. La contamination demeure limitée au contenu digestif (BOROUGHES & coll., 1957 ; CHIPMAN, 1958, 1959) mais l'homme qui ingère un "fruit de mer" ingère également ce contenu.

MAUCHLINE & TEMPLETON (1964) ont observé qu'"in situ", le cérium 144 détecté dans les Mollusques résultait d'une part, de la contamination par adsorption des surfaces se trouvant au contact de l'eau, d'autre part de la présence de matériaux contaminés dans la lumière du tube digestif.

Chez un Téléostéen marin *Micropogon undulatus*, l'administration de ^{144}Ce par voie orale provoque une très faible accumulation de cet isotope dans les divers organes (CHIPMAN, 1960).

2.2 - Contamination des chaînes trophiques par le caesium 137 .

La plupart des auteurs sont en accord sur le fait que le caesium 137 est concentré de façon intense au long de la chaîne alimentaire, que ce soit en milieu marin (PENTREATH & JEFFERIES, 1971 ; OSTERBERG et coll., 1964 ; CHIPMAN, 1966), dulçaquicole (WILLIAMS & PICKERING, 1961) ou terrestre (REICHLE et coll. 1970).

PENDLETON (1958) a déterminé les facteurs de concentration du caesium 137 chez quelques centaines à quelques milliers d'organismes réunis dans une communauté artificielle d'eau douce : l'ensemble des résultats obtenus montre que la chaîne alimentaire constituée par ces organismes concentre de façon intense le caesium.

En eau de mer, des études portant sur des crabes et des crevettes ont montré que la voie digestive est importante dans la contamination des espèces par le caesium (CHIPMAN, 1966). Pour LEMEE & coll. (1970) qui ont fourni des moules contaminées par ^{137}Cs à des crevettes, le vecteur alimentaire est moins important que l'eau dans la contamination de ces Crustacés, mais il est à

remarquer que ces auteurs comparent la contamination provoquée par l'eau lorsque l'état d'équilibre est atteint à la contamination par voie alimentaire après 4 à 8 repas, c'est-à-dire à un moment où on ne peut préjuger de la quantité maximale de caesium 137 qui est susceptible d'être accumulée. D'autre part, ils ne distinguent pas ce qui est fourni comme nourriture à la crevette de ce qui est ingéré, ni la quantité ingérée de la quantité assimilée. Leur conclusion est cependant confirmée par TEMPLETON (1962).

Il faut remarquer que la nature de la nourriture disponible influe sur l'accumulation du caesium par voie alimentaire. C'est ainsi que la carpe assimile 7% du caesium 134 ingéré avec des détritits et 80% du caesium 134 ingéré avec des algues (KEVERN, 1966).

Le caesium stable est présent en faibles quantités dans les eaux ce qui conduit à des activités spécifiques élevées mais la dilution chimique avec le potassium peut être un phénomène important étant donnée la parenté des rôles de ces deux éléments dans les processus biologiques (CHIPMAN, 1966 ; BAUDIN & coll., 1970 ; BRYAN, 1961, 1963 a, b & c).

2.3 - Contamination des chaines trophiques par les produits d'activation.

SAIKI & coll. (1955), YAMADA & coll. (1955) et KAWABATA (1955) signalent, qu'après une explosion nucléaire dans l'atmosphère, les principaux radionucléides présents chez les poissons sont ^{65}Zn , ^{59}Fe et ^{55}Fe . D'après HELD (1963), cinq ans après une explosion, la contamination radioactive des organismes terrestres résulte essentiellement de la présence dans les tissus de ^{90}Sr et ^{137}Cs tandis que les produits d'activation (^{65}Zn , ^{60}Co , ^{54}Mn) sont responsables de la radiocontamination des organismes marins. Chez les poissons, on détecterait uniquement les trois radionucléides pré-cités ainsi que le confirme LOWMAN (1960, 1963 a et b). Dans l'estuaire de la Columbia River et les zones adjacentes du Pacifique, OSTERBERG et coll. (1964) ont détecté du

manganèse 54 et du cobalt 60 chez les herbivores et les carnivores, du zinc 65 chez tous les organismes examinés.

Pour CHIPMAN (1966), les produits d'activation du fer, du zinc, du manganèse et du cobalt, résultant du fonctionnement des réacteurs de puissance, sont importants dans les processus biologiques. Leurs isotopes stables sont souvent présents dans le milieu marin à faible concentration ce qui entraîne une faible dilution isotopique et une radioactivité spécifique très élevée. Ces microconstituants sont, dans bien des cas, accumulés à des niveaux très élevés par de nombreux organismes dont certains sont importants du point de vue économique (Poissons, Crustacés, Mollusques).

D'après les études "in situ" de retombées des explosions nucléaires dans l'atmosphère, les isotopes du cobalt sont plus concentrés que les autres nucléides par le plancton marin mais le pourcentage présent dans les tissus diminue pour les deux niveaux trophiques supérieurs (LOWMAN, 1963 b). Dans une communauté d'eau douce, QUIERRAZA & coll. (1969) observent une diminution de la concentration du radiocobalt dans les organismes des niveaux trophiques les plus élevés. Le même phénomène a été mis en évidence par OPHEL & FRASER (1971) dans un lac canadien.

Expérimentalement, il a été montré que, chez *Carassius auratus*, la contamination de l'eau par le radiocobalt est responsable d'un niveau de radioactivité plus élevé que l'administration de nourriture contaminée (EURATOM, 1968). D'après RICE (1963), *Artemia* accumule 7,5 fois plus de cobalt 60 par ingestion de phytoplancton (*Carteria*) contaminé que par échanges directs avec l'eau. Pour POLIKARPOV (1966), ceci n'est possible que lorsque la biomasse du phytoplancton est très supérieure à la biomasse présente dans le milieu naturel (y compris à l'époque du bloom saisonnier).

3 - Méthodologie.

Jusqu'à une époque récente, les études expérimentales du transfert

des polluants métalliques, stables ou radioactifs, dans les chaînes alimentaires marines ont été peu développées. Citons les travaux de BAPTIST & LEWIS (1967) sur une chaîne trophique d'estuaire comprenant quatre niveaux trophiques (Tableau IV). Ces auteurs admettent que dans le protocole expérimental qu'ils ont mis en oeuvre, deux conditions limitent la précision des valeurs obtenues pour la concentration maximale des radionucléides dans la chaîne trophique :

- les organismes appartenant à un niveau trophique défini n'ont pas atteint l'équilibre avant d'être fournis comme nourriture au niveau trophique supérieur,
- chaque niveau trophique dispose d'une quantité limitée de nourriture.

Pour l'étude des effets biologiques de certains polluants métalliques et de leurs complexes, AUBERT et son équipe ont mis au point quatre chaînes trophodynamiques marines expérimentales (Tableau IV). Dans tous les cas, le consommateur final est la Souris, *Mus musculus*, l'étude de ce Mammifère devant permettre d'évaluer le transfert des métaux du milieu marin à l'Homme.

Nos premières études sur le rôle des Invertébrés marins fouisseurs dans la contamination des chaînes trophiques par le cobalt 60 ont été limitées à deux niveaux trophiques avant d'être étendues à quatre niveaux trophiques (Tableau IV). Nous avons tenté de réaliser des chaînes alimentaires expérimentales aussi voisines que possible des chaînes naturelles en ce qui concerne :

A) les espèces étudiées.

Nos expériences ont porté sur des organismes qui entretiennent effectivement des relations trophiques dans le milieu naturel.

B) la nature des aliments.

Dans l'étude de la chaîne benthique à poissons et pour la première chaîne benthique à Crustacés, les Arénicoles ont été contaminées à partir de l'eau. Comme dans l'expérience de BAPTIST & LEWIS (1967), le fait qu'elles aient été fournies comme nourriture aux niveaux trophiques supérieurs avant d'avoir

atteint l'équilibre avec leur milieu, est critiquable. Les Arénicoles n'ont donné lieu à aucune préparation spéciale avant d'être distribuées aux consommateurs, soit vivantes, soit découpées en tronçons.

Dans l'étude de la chaîne benthique longue, le producteur primaire a été contaminé à partir du milieu de culture (eau de mer enrichie de sels minéraux). Il avait généralement atteint l'état d'équilibre avant d'être fourni aux Scrobiculaires.

Les Scrobiculaires ont été consommées par les crabes avant d'avoir atteint leur niveau maximum de radioactivité. Pour ce faire, elles n'avaient subi aucune préparation particulière et ont été distribuées vivantes aux consommateurs.

Les crabes ainsi contaminés ont été séchés à l'étuve (une fois encore avant d'avoir atteint le niveau maximum de radioactivité), broyés et ont constitué environ 1/3 de la nourriture habituelle quotidienne des Rats.

Signalons que KEVERN (1966) a mis en évidence une influence de la nature du vecteur alimentaire sur le transfert et l'assimilation des radionucléides par le prédateur. Les travaux de PENTREATH (1973) montrent que la rétention du zinc 65 par la Plie est plus forte après ingestion d'amidon marqué ou de capsules de gélatine qu'après ingestion de Crevettes, de Moules ou de vers contaminés. Le rendement du repas varie selon que les radioéléments sont liés à du matériel non assimilé dans la lumière du tube digestif de la proie ou qu'ils participent au métabolisme tissulaire (BAPTIST & LEWIS, 1967). La disponibilité d'un oligo-élément ou d'un radionucléide pour les niveaux trophiques les plus élevés peut dépendre du degré de décomposition de la nourriture ingérée au cours du transit intestinal. Si l'élément est fixé dans les organes internes ou dans la masse du squelette de la proie, les concentrations qui en résultent chez le prédateur peuvent être significativement différentes.

L'analyse de ces données est en accord avec les conclusions de CROSS & coll. (1973) selon lesquelles l'utilisation de nourriture naturelle marquée par

les radionucléides augmente la probabilité que l'efficacité de l'assimilation et la redistribution résultante des radionucléides chez le consommateur soit représentative des situations naturelles.

C) technique d'introduction du contaminant.

Les mécanismes alimentaires normaux des différentes espèces ont pu fonctionner librement. Cependant, comme BAPTIST & LEWIS (1967), nous devons tenir compte dans l'interprétation des résultats de ce que les animaux ont disposé d'une quantité limitée de nourriture.

Notre technique est en accord avec celle préconisée par CROSS & coll. (1973) qui déconseillent de nourrir de force les animaux étudiés, de les gaver ou de les contaminer par injection péritonéale ou intra-musculaire.

4 - Synthèse des résultats personnels.

4.1 - Accumulation du cobalt 60 dans les chaînes trophiques marines.

4.1.1 - Chaîne de type benthique à poisson (deux niveaux trophiques).

Les Plies ont reçu pour nourriture pendant plus de cinq mois, des Arénicoles contaminées par ^{60}Co et nous avons observé au cours de cette période une augmentation lente et régulière de la radioactivité⁴⁾ des Téléostéens (Fig. 1) qui, en fin de manipulation était de 0,1 à 4,1 nCi/g (Tableau V). Nous avons relevé que de très grandes variations de la radioactivité de la nourriture n'avaient pas d'influence notable sur l'évolution de la contamination des Plies. Les Plies les plus contaminées étaient également les plus petites.

Sur l'ensemble de l'expérience, la quantité de cobalt 60 assimilée par les Plies atteint environ 0,55% de la quantité ingérée ; c'est dire que la concentration du cobalt 60 est nettement plus faible chez la Plie que chez sa proie.

⁴⁾ Dans tout l'exposé des résultats, il n'est tenu compte que de la radioactivité correspondant aux quantités de cobalt 60 assimilées à l'exclusion du cobalt 60 éliminé pendant la période de "digestion".

Il faut cependant se garder de toute conclusion hâtive car les Téléostéens n'ont pas atteint leur niveau maximum de radioactivité.

Cette étude a montré que chez la Plie, l'excrétion du cobalt se fait essentiellement par voie urinaire et branchiale, l'élimination via les fèces restant faible.

4.1.2 - Chaîne benthique à Crustacé courte (deux niveaux trophiques).

La radioactivité des crabes ayant reçu pour nourriture des Arénicoles contaminées pendant 6 à 12 repas (45 à 90 jours) se stabilise entre 37,9 et 107,9 nCi/g (Tableau V). Malgré le petit nombre de mesures dont nous disposons, il semble bien que la concentration du cobalt 60 soit inversement proportionnelle à la taille des individus.

La quantité de cobalt 60 assimilée correspond en moyenne à 50% environ de la quantité ingérée pendant toute l'expérience mais, comme pour l'espèce précédente, il est à remarquer que l'évolution de la contamination des crabes au cours du temps ne suit pas les variations souvent très grandes de la radioactivité de la nourriture absorbée (Fig. 1).

Comme chez la Plie, ce sont essentiellement les voies urinaire et branchiale qui sont responsables de l'excrétion du cobalt 60.

4.1.3 - Chaîne benthique à Crustacé longue (quatre niveaux trophiques).

Au niveau du producteur primaire, Navicula sp., on enregistre une forte concentration de cobalt 60 (2 200 à 3 200 nCi/g).

Dans ce cas expérimental, les Scrobiculaires nourries de Diatomées contaminées peuvent être définies sans équivoque comme consommateur primaire. Huit apports alimentaires (quatre semaines) amènent cette espèce à l'état d'équilibre, la radioactivité de l'animal entier atteignant alors en moyenne 40,5 nCi/g (Tableau V). La Scrobiculaire retient une quantité importante (70,33%) du cobalt ingéré (Tableau V).

Le pourcentage assimilé par les *Carcinus maenas* les plus voisins de l'état d'équilibre (14 repas, 7 semaines) est du même ordre de grandeur (74,30%). Il est supérieur à celui calculé pour la même espèce dans l'expérience précédente (Tableau V). Ceci s'explique parce que nous comparons des animaux ayant atteint ou non l'état d'équilibre et aussi, que les protocoles expérimentaux des deux manipulations ont différé par la température, l'espèce de la proie et le fait que la nourriture était présentée dans l'eau ou hors de l'eau.

Comme dans les deux cas précédemment étudiés :

- les variations de la radioactivité des *Scrobiculaires* et des crabes soumis à cette expérience ne suivent pas les importantes fluctuations de la radioactivité des proies,

- l'excrétion du cobalt 60 se fait essentiellement sous forme liquide.

4.2 - Elimination du cobalt 60 après ingestion de nourriture contaminée.

Les résultats rapportés dans ce paragraphe concernent uniquement la période postérieure à la phase de digestion des aliments.

4.2.1 - Décontamination de *Scrobicularia plana*.

L'élimination du cobalt 60 par la *Scrobiculaire* est faible. Elle est cependant nettement plus importante pour les individus qui ont reçu un seul apport alimentaire contaminé que pour ceux qui, ayant reçu un nombre important d'apports alimentaires, sont parvenus à l'état d'équilibre. Ces résultats sont en accord avec les données fournies par la littérature pour la Moule (RUDER BOSKOVIC INSTITUTE, 1965 ; VAN WEERS, 1973).

4.2.2 - Décontamination de *Carcinus maenas*.

Elle a été suivie pendant 37 jours chez deux crabes qui avaient reçu un repas unique de *Scrobiculaires* contaminées par l'intermédiaire de la

nourriture (Diatomées) ; pendant plus de cinq mois chez des spécimens qui avaient reçu un nombre variable de repas composés d'Arénicoles contaminées par l'intermédiaire de l'eau.

Les crabes qui ont reçu un ou deux repas, quelle que soit la nourriture fournie, éliminent relativement vite le cobalt 60 présent dans l'organisme (14 à 32% en 37 et 150 jours). Chez les individus qui, pendant l'expérience de contamination, avaient atteint l'état d'équilibre, aucune élimination du cobalt n'a été observée.

Ce résultat est tout à fait comparable à celui obtenu pour les Scrobiculaires.

Les effets possibles du jeûne ou de l'ingestion de nourriture non polluée, de l'addition de complexant (EDTA) ou de chlorure de cobalt stable à l'eau de mer du milieu expérimental, ont été testé et se sont révélés nuls.

4.2.3 - Décontamination de *Pleuronectes platessa*.

Au cours d'une période de décontamination de trois mois, l'élimination du cobalt 60 demeure trop faible pour être chiffrée de façon précise. Comme pour l'espèce précédente, l'addition de CoCl_2 stable à l'eau de mer du milieu expérimental demeure sans effet sur l'élimination du cobalt.

4.3 - Distribution du cobalt 60 dans les organismes.

4.3.1 - *Scrobicularia plana*.

Chez les spécimens ayant atteint l'état d'équilibre, le cobalt 60 se concentre essentiellement dans l'hépatopancréas (l'"activité spécifique" de l'hépatopancréas représente 77,6% de la somme des "activités spécifiques" de tous les organes). Le manteau présente une contamination assez forte qui résulte probablement de la présence de Diatomées contaminées accumulées au niveau de la membrane ciliée du repli palléal. Le reste de la masse viscérale, le pied, les muscles adducteurs et les siphons concentrent peu le cobalt.

4.3.2 - *Carcinus maenas*.

L'évolution de la répartition du cobalt 60 dans l'organisme en fonction du temps et du nombre de repas a été suivie chez les crabes nourris d'Arénicoles ou de Scrobiculaires. *Après une ingestion unique de proies contaminées et jusqu'à la fin de l'expérience, l'hépatopancréas est l'organe qui présente la concentration en cobalt 60 la plus élevée.* Au cours du temps, le pourcentage de radioactivité représenté par cette glande diminue au profit de l'hémolymphe et, moins nettement, des branchies. A l'équilibre pour les crabes nourris d'Arénicoles, dans un état voisin de l'équilibre pour les crabes nourris de Scrobiculaires, la hiérarchie des organes en fonction de la concentration en ^{60}Co est identique, mise à part une inversion entre moulinet gastrique et pièces buccales qui n'est pas significative (Tableau VI).

Le cobalt 60 a été localisé après décontamination, on constate un certain nombre d'inversion dans la hiérarchie des organes (Tableau VI). Il est délicat d'en donner une interprétation car à ce stade, l'hépatopancréas était nécrosé et les autres organes ont pu être contaminés secondairement lors de la dissection.

4.3.3 - *Pleuronectes platessa*.

La répartition du cobalt 60 dans l'organisme de la Plie a été étudiée après cinq mois de contamination par voie alimentaire et trois mois de décontamination. A ce moment, le cobalt 60 est essentiellement stocké dans le foie (28,1% de la somme des "activités spécifiques" de tous les organes), les reins (20,0%), le coeur (9,6%) et la rate (8,9%). Les organes à tissus calcifiés, les yeux, la peau, les branchies, le tube digestif, la vésicule biliaire et le sang correspondent chacun à moins de 4%. Les muscles sont les organes les moins contaminés (1,2%).

5 - Discussion et conclusions partielles à la troisième partie.

La forte concentration du cobalt 60 par le producteur primaire peut s'expliquer par une activité spécifique élevée de cet isotope dans le milieu expérimental, phénomène amplifié par une très grande division de la biomasse favorable à une importante contamination externe (FONTAINE, 1960).

Nous avons constaté (Tableau V) que la radioactivité des prédateurs en fin de manipulation était moins élevée que celle de leur proie. Il importe de remarquer que dans le cadre des expériences que nous avons menées, la diminution de contamination vers le sommet de la pyramide de productivité correspond à une succession d'espèces placées de plus en plus haut dans l'échelle zoologique.

Chez Scrobicularia plana, Carcinus maenas et Pleuronectes platessa, la quantité de cobalt 60 assimilée à chaque repas est indépendante de la quantité ingérée avec la nourriture. Nous en concluons que l'accumulation du cobalt par ces organismes n'est pas le fait d'un mécanisme passif et que l'assimilation de cet élément donne lieu à un contrôle biologique.

Les régulations se font de plus en plus nombreuses et de plus en plus précises vers le sommet de l'échelle zoologique (FONTAINE, 1969) et l'observation selon laquelle le pourcentage de cobalt 60 assimilé est d'autant plus faible que l'espèce est plus évoluée semble devoir constituer une illustration de ce phénomène général dans le cas particulier de la régulation du cobalt.

Nous ne pouvons préciser ni la nature ni le site de ce contrôle biologique. Un premier barrage pourrait se manifester lors du passage à travers la paroi du tube digestif mais ce mécanisme ne peut être très important chez les trois espèces marines étudiées car le cobalt 60 excrété avec les fèces représente toujours moins de 10% de la quantité ingérée (Tableau V). L'excrétion se fait essentiellement sous forme liquide et le contrôle de l'assimilation du cobalt pourrait peut-être se situer à ce niveau.

La valeur prévisionnelle de nos données sera discutée d'un point de

vue de protection sanitaire dans la conclusion générale de ce mémoire mais signalons déjà que les résultats expérimentaux concernant le transfert du cobalt dans les chaînes trophiques sont en parfait accord avec les mesures effectuées "in situ" en milieu marin (LOWMAN, 1963) ou en eau douce (QUIERRAZA & coll., 1969 ; OPHEL & FRASER, 1971).

L'organotropisme du cobalt 60 et les modalités de son élimination après contamination par voie alimentaire présentent des similitudes chez les différentes espèces étudiées. Le cobalt se stocke essentiellement dans les organes bien irrigués par le sang, dans le foie et les reins des Vertébrés, dans les glandes analogues (hépatopancréas) des Invertébrés. Ce résultat est en accord avec ceux rapportés dans la littérature (FOLSOM & YOUNG, 1965 ; FUKAI, 1968 ; VAN WEERS, 1968, 1973 ; REED, 1971 ; FRAIZIER & ANCELLIN, 1972).

*La décontamination commence par une phase courte que nous avons appelée digestion et qui correspond à l'excrétion du cobalt transitant dans le tube digestif et des composés ayant un "turn-over" rapide puis l'élimination du cobalt 60 se fait très lentement, la période biologique pouvant être de plusieurs semaines à plusieurs mois selon les espèces. REED (1971) qui a fait débiter ses mesures sur *Ictalurus melas* trois heures après une ingestion unique observe que la décontamination se fait en trois phases de périodes $T_{b1} = 3,4 \text{ j}$; $T_{b2} = 35 \text{ j}$; T_{b3} n'a pas été déterminée.*

Lorsque l'accumulation du cobalt 60 résulte d'une contamination par l'eau, nos résultats sur l'Arénicole et la littérature concernant diverses espèces montrent que la lenteur de l'élimination du cobalt est un phénomène général (HARRISON, 1972 ; VAN WEERS, 1973 ; BAPTIST & coll., 1970).

CONCLUSION GENERALE

L'extrapolation des résultats obtenus en laboratoire à l'environnement naturel est toujours délicate, les conditions expérimentales échouant généralement à reproduire la complexité dynamique du milieu marin. Si des facteurs comme la température, la salinité, la lumière, le pH du milieu expérimental, la taille ou le sexe des animaux peuvent être aisément standardisés, d'autres, qui ne sont pas moins importants, sont difficilement contrôlables : évolution de la forme physicochimique des radioéléments, composition de l'eau de mer naturelle, composition du sédiment, état physiologique des spécimens biologiques, interactions intra et interspécifiques, etc... Les animaux sur lesquels on expérimente subissent un stress lors de la capture, des différentes manipulations et il ne faut pas perdre de vue dans l'interprétation des résultats que leur métabolisme peut être altéré par la captivité dans un milieu confiné, reproduisant plus ou moins imparfaitement les conditions naturelles.

Signalons à ce sujet que, si nous avons parfois observé une mortalité assez forte pendant les premiers jours suivant la capture, nous avons ensuite maintenu au laboratoire les Arénicoles et les Scrobiculaires pendant plus de trois mois, *Carcinus maenas* et *Pleuronectes platessa* pendant plus de huit mois, avec un taux de mortalité inférieur à 10%. *Macoma balthica* et *Echinocardium cordatum* se sont révélés moins résistants et c'est une des raisons pour lesquelles ces espèces ont donné lieu à une expérimentation généralement moins développée.

Il faut remarquer avec PATEL (1973) que les études expérimentales

couvrent souvent une période courte par rapport à la durée de vie des organismes. Cet auteur observe de plus que les concentrations de radionucléides réalisées en milieu expérimental sont fréquemment beaucoup plus fortes que celles rencontrées "in situ". Ces deux observations l'amènent à conclure que comparer les études de laboratoire aux études de terrain revient à comparer une contamination aiguë à une contamination chronique. Il conteste en particulier la valeur prévisionnelle des facteurs de concentration. En effet, une revue des résultats fournis par la littérature montre que les facteurs de concentration déterminés dans le milieu naturel sont nettement plus élevés que ceux résultant des travaux expérimentaux, sauf pour les produits de fission ^{137}Cs et ^{144}Ce .

Il ne saurait donc être question de prétendre résoudre tous les problèmes de protection sanitaire à l'aide de la radioécologie expérimentale. Cette méthodologie se révèle cependant un instrument adapté à la détermination des voies du métabolisme élémentaire, de la rétention biologique des radionucléides et à l'évaluation de l'impact individuel des facteurs écophysiologiques sur le cycle des éléments dans le milieu excessivement complexe que constitue la zone côtière.

Une accumulation importante du cobalt 60 par la biomasse peut résulter de l'introduction de cet isotope dans le milieu marin. Les facteurs de concentration déterminés, expérimentalement, varient de quelques dizaines à quelques centaines lorsque la contamination provient du contact direct de l'organisme avec une eau de mer polluée.

Nos études de chaînes alimentaires nous ont permis d'observer que la contamination des organismes diminue en fonction de leur niveau trophique et la littérature montre qu'il en est de même "in situ". De plus, le cobalt donne lieu à des phénomènes de régulation d'autant plus nets que l'espèce est plus évoluée. Cependant, la contamination du producteur primaire est telle que la teneur des tissus des consommateurs primaires et secondaires en ^{60}Co est supérieure à celle du milieu dans lequel les Diatomées ont été cultivées. Le rapport de ces

concentrations est de 4,05 chez la Scrobiculaire, de 1,20 chez le crabe (AMIARD et AMIARD - TRIQUET, inédit).

Nous constatons que pour la Scrobiculaire, la contamination directe par l'eau conduit à des facteurs de concentration beaucoup plus élevés (32 pour les tissus mous, 76 pour la coquille) que l'accumulation du cobalt 60 à partir de la nourriture (F.C. = 4,05).

Nos résultats et la bibliographie que nous avons consultée montrent que, quel que soit le mode de contamination, pour toutes les espèces, l'élimination du cobalt est très lente.

Dans l'hypothèse d'une contamination du milieu par le cobalt 60, cet isotope, accumulé dans l'hépatopancréas des Invertébrés, pourrait parvenir à l'Homme par l'intermédiaire des Mollusques comestibles dont les parties molles sont ingérées en totalité. La contamination de cette glande chez les crabes serait moins importante pour la santé humaine car l'hépatopancréas n'est guère consommé que dans la soupe de poissons. Chez la Plie, et la littérature nous le montre, comme chez d'autres Téléostéens, le cobalt se concentre dans le foie et les reins mais peu dans les muscles, ce qui est important d'un point de vue de protection puisque c'est surtout la chair qui est consommée. Mais il faut signaler qu'en dehors du foie de morue qui est un comestible apprécié, les huiles de foie de poisson interviennent dans la composition de cosmétiques et les foies de poissons servent également à la préparation d'aliments pour le bétail.

Nous disposons de trop peu de données sur la radioécologie du fer pour pouvoir cerner l'importance de ses radioisotopes dans l'environnement et les produits marins.

Si pour le caesium, les facteurs de concentration sont généralement peu élevés, s'il est éliminé rapidement après transfert des organismes contaminés dans un milieu non pollué, le fait que le caesium 137 ait une période physique particulièrement longue et s'accumule dans les muscles (c'est-à-dire dans les organes les plus souvent consommés) rendrait préoccupante une contamination

éventuelle du milieu naturel par ce radionucléide.

Nos données confirment l'hypothèse selon laquelle le cérium ne participerait probablement pas aux processus métaboliques. Cependant les produits marins contaminés par le cérium ne sauraient être livrés à la consommation sans avoir subi une épuration en milieu non pollué, en particulier les Mollusques car ainsi que le signale CHIPMAN (1966), l'Homme, consommant la totalité des parties molles, ingérerait également le contenu contaminé du tube digestif.

Pour les espèces ayant un intérêt alimentaire et économique, il y aura lieu de vérifier que l'émission de substances radioactives dans l'environnement à certaines périodes du cycle biologique (maturité sexuelle, frai) ne peut avoir des conséquences défavorables pour les jeunes ou pour le consommateur.

Nos résultats expérimentaux ainsi que la synthèse des données concernant les échanges sédiment-animaux ou sol-plantes, montrent que le vecteur essentiel, sinon unique de la contamination radioactive des organismes vivants est l'eau. Le sédiment se comporte comme un véritable "piège à contaminant", propriété dont on a envisagé l'emploi dans l'épuration des eaux polluées, en particulier par le caesium (IOANID & coll., 1958 ; JACOBS, 1960).

Les organismes benthiques fouisseurs semblent avoir deux rôles essentiels dans la radioécologie des zones sédimentaires :

- ils assurent la redistribution au sein du sédiment des radionucléides adsorbés en surface,
- ils participent au transfert des radionucléides dans les chaînes alimentaires.

Dans le choix d'un site de rejet, il sera nécessaire d'évaluer les conséquences biologiques et sanitaires de la contamination en fonction de l'impact possible des facteurs écologiques du milieu envisagé, entre autres :

- la nature du substrat,
- la salinité et ses variations saisonnières, en particulier dans les zones proches des estuaires,

- la température, ses variations saisonnières et, dans le cas de l'implantation d'une centrale nucléaire, les variations liées au fonctionnement même de l'installation.

De plus, il sera nécessaire de prendre en considération un certain nombre de problèmes que nous avons évoqués dans ce mémoire et qui méritent d'être approfondis :

- les quantités relatives des différentes formes physicochimiques des radionucléides et de leur isotopes stables dans le milieu naturel et dans l'effluent,

- la stabilité des différentes formes physicochimiques et leurs possibilités d'évolution,

- la discrimination des différentes formes physicochimiques par les

- la rétention biologique des radioéléments par les organismes.
animaux,

- le rôle des microorganismes et en particulier des bactéries,

- la rétention biologique des radioéléments par les organismes.

BIBLIOGRAPHIE.

- AMIARD (J.C.), 1972. - Contribution à l'étude du métabolisme du strontium et du calcium chez deux Téléostéens marins : le Mulet (*Mugil auratus* Risso) et la Plie (*Pleuronectes platessa* L.), Thèse de 3^{ème} cycle, Université de Paris VI.
- AMIARD (J.C.), 1973. - Etude expérimentale de l'accumulation de l'antimoine 125 par divers groupes d'organismes marins. *Rapport CEA-R-4530*.
- AMIARD (J.C.), & LE LANNOU (M.), 1972. - Les variations du facteur de concentration du cobalt 60 chez la moule *Mytilus edulis*. XXIII^e Congrès-Assemblée plénière du C.I.E.S.M., Athènes, 3-11 Nov. 1972.
- AMOUREUX (L.), 1963. - Notes biologiques et écologiques sur l'Arénicole. - *C.R. Soc. Biol.*, 157 (10), pp. 1711 - 1715.
- AMOUREUX (L.), 1966. - Etude bionomique et écologique de quelques Annélides Polychètes des sables intertidaux des côtes Ouest de la France. Thèse, chap. IV, *Editions du C.N.R.S.*, pp. 117 - 164.
- ANDRIOPOULOS (A.), 1963. - Contribution à l'étude de la contamination des viandes par les produits de fission. Thèse de Doctorat vétérinaire, Faculté de médecine, Paris.
- ASTON (S.R.) & DUURSMA (E.K.), 1973. - Concentration effects on ¹³⁷Cs, ⁶⁵Zn, ⁶⁰Co and ¹⁰⁶Ru sorption by marine sediments, with geochemical implications. *Neth. J. Sea Res.*, 6 (1-2), pp. 225 - 240.

- AUBERT (M.), 1972. - Pollutions chimiques et chaînes trophodynamiques marines. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 28, pp. 9 - 25.
- AUBERT (M.), BITTEL (R.), LAUMONT (F.), ROMEO (M.), DONNIER (B.), & BARELLI (M.), 1972. - Utilisation d'une chaîne trophodynamique de type pélagique pour l'étude des transferts de pollutions métalliques. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 28, pp. 27 - 52.
- AUBERT (M.), BITTEL (R.), LAUMOND (F.), ROMEO (M.), DONNIER (B.), & BARELLI (M.), 1974. - Utilisation d'une chaîne trophodynamique de type néritique à Mollusque pour l'étude des transferts des polluants métalliques. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 33, pp. 7 - 29.
- AUBERT (M.), CHARRA (R.), & MALARA (G.), 1969. - Etude de la toxicité des produits chimiques vis à vis de la chaîne biologique marine. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 13 - 14, pp. 45 - 72.
- AUFFRET (J.P.), GERMAIN (P.), GUEGUENIAT (P.) & LEMOSQUET (Y.), 1971. - Etude expérimentale de la fixation du caesium 137 par certains sédiments de la Manche. *Cahiers océanographiques*, 10, pp. 935 - 955.
- BAPTIST (J.P.), HOSS (D.E.) & LEWIS (C.W.), 1970. - Retention of ^{51}Cr , ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{85}Sr , ^{95}Nb , ^{114}In and ^{131}I by the atlantic croaker (*Micropogon undulatus*). *Health Phys.*, 18, pp. 141 - 148.
- BAPTIST (J.P.), & LEWIS (C.W.), 1967. - Transfer of ^{65}Zn and ^{51}Cr through an estuarine food chain. *Proc. 2nd Nat. Symp. on Radioecology*, Ann Harbor, May 15 - 17, 1967, Nelson D.J. and Evans F.C., ed., pp. 420 - 430.

- BAUDIN (J.P.), FOULQUIER (L.) & BOVARD (P.), 1970. - Dynamique du césium-137 ingéré avec la nourriture chez un poisson d'eau douce (*Ictalurus melas*). *C. R. Acad. Agri. France*, pp. 662 - 669.
- BERNHARD (M.), 1968. - Research on the metabolism of some radioactive elements in the marine environment. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 11, pp. 11 - 59.
- BESSIS (M.), 1953. - *Traité de cytologie sanguine*. Masson, ed., Paris.
- BITTEL (R.), MERLINI (M.), MYTTENAERE (C.) & BOURDEAU (P.), 1970. - Etude du comportement du radiocobalt dans un écosystème artificiel simple irrigué par submersion. *Symp. Intern. Radioécologie*, Cadarache, I, C.E.A., ed., Fontenay aux Roses, pp. 413 - 438.
- BLEGVAD (H.), 1914. - Food and conditions of nourishment among the communities of invertebrate animals found on or in the sea-bottom in Danish waters. - *Rep. Danish Biol. Stat.*, 22, pp. 41 - 78.
- BOLTER (E.), TUREKIAN (K.K.) & SCHULTZ (D.F.), 1964. - The distribution of rubidium, cesium and baryum in the oceans. *J. Geochem. Soc.*, 28, pp. 1459 - 1466.
- BOROUGHES (H.), CHIPMAN (W.A.) & RICE (T.R.), 1957. - Laboratory experiments on the uptake, accumulation and loss of radionuclides by marine organisms. In : *The effects of atomic radiations on oceanography and fisheries*. Nat. Acad. Sci. U.S.A., N.R.C., Washington D.C. Publ. 551.
- BRAFIELD (A.E.) & NEWELL (G.E.), 1961. - The behaviour of *Macoma balthica* (L.). *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 41 (1), pp. 81 - 87.

BRYAN (G.W.), 1961. - The accumulation of radioactive caesium in crabs.

J. mar. biol. Ass. U.K., 41 (3), pp. 551-575.

BRYAN (G.W.), 1963 (a). - The accumulation of radioactive caesium by marine

invertebrates, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 43 (2), pp. 519-539.

BRYAN (G.W.), 1963 (b). - The accumulation of ^{137}Cs by brackish water in-

vertebrates and its relation to the regulation of potassium and sodium.

J. mar. biol. Ass. U.K., 43 (2), pp. 541-565.

BRYAN (G.W.), 1963 (c). - The accumulation of radiocaesium by marine and brackish

Invertebrates. *Proc. Symp. Nuclear Detonations and Marine Radio-activity*, Norwegian Defense Research Establishment, pp. 85-93.

BUCHANAN (J.B.), 1966. - The biology of *Echinocardium cordatum* from different

habitats. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 46 (1), pp. 97-114.

BURINOVA (I.V.), GLAZUNOV (V.V.), LEONT'EV (V.G.) & NESTEROV (V.P.), Alkaline

elements in evolution of marine organisms. *Zh. Obshch. Biol.*, 25 (2), pp. 115-123.

CAREY (A.G.), PEARCY (W.G.) & OSTERBERG (C.L.), 1966. - Artificial radionuclides

in marine organisms in the Northeast Pacific Ocean off Oregon. In : *Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters*, I.A.E.A. Vienne, pp. 303-319.

CARPENTER (J.H.) & GRANT (V.E.), 1967. - Concentration and state of cerium in

coastal waters. *J. Mar. Res.*, 25 (3), pp. 228-238.

- CERRAI (E.), MEZZADRI (M.G.), SCHREIBER (B.) & TRIULZI (C.), 1970. - Some radioactive measurements of sediment samples collected in the North Adriatic Sea. *Energia nucleare*, 17 (3), pp. 176-181.
- CHIPMAN (W.A.), 1958. - Accumulation of radioactive materials by fishery organisms. *Proc. Gulf and Caribbean Fish. Inst.*, 11th Ann. Session, pp. 97.
- CHIPMAN (W.A.), 1959. - Disposal of radioactive materials and its relation to fisheries. *Proc. Nat. Shellfish. Ass.*, 49, pp. 5.
- CHIPMAN (W.A.), 1960. - Biological aspects of disposal of radioactive wastes, in marine environments. In : *Disposal of Radioactive Wastes*, Conf. Proc., Monaco, 2, I.A.E.A., ed., Vienne, pp. 3.
- CHIPMAN (W.A.), 1966. - Food chains in the sea. In : *Radioactivity and human diet*, Pergamon Press , New York, pp. 421-453.
- CROSS (F.A.), 1968. - Behavior of Certain Radionuclides in a Marine Benthic Amphipod. Thèse, Oregon State University.
- CROSS (F.A.), DUKE (T.W.) & WILLIS (J.N.), 1970. - Biogeochemistry of Trace Elements in a Coastal Plain Estuary : Distribution of Manganese, Iron and Zinc in Sediments, Water and Polychaetous Worms. *Chesapeake Science*, 11 (4), pp. 221-234.
- CROSS (F.A.), RENFRO (W.C.) & GILAT (E.), 1973. - A Review of Methodology for Studying the Transfer of Radionuclides in Marine Food Chains. I.A.E.A. Working paper for Panel on "Reference Methods for Marine Radiobiological Studies".

- CUMMINGS (S.L.) & BANKERT (L.), 1971. - Uptake of ^{144}Ce , ^{147}Pm and ^{238}Pu by oats plants from soils. *Radiol. Health Data Rep.*, 12 (2), pp. 83-85.
- DARNELL (R.M.), 1968. - Organic detritus in relation to the estuarine ecosystem. In : *Estuaries*, Lauff G.H., ed., Amer. Assoc. Advan. Sci. Publ., 83, pp. 376-388.
- DUURSMA (E.K.) & BOSCH (C.J.), 1970. - Theoretical, experimental and field studies concerning diffusion of radioisotopes in sediments and suspended particles of the sea. Part B. Methods and experiments. *Neth. J. Sea Res.*, 4 (4), pp. 395-469.
- ECOLE D'ETE DE ROSCOFF, 1971. - Interactions entre cations métalliques et macromolécules biologiques, 19-24 Mai 1970. C.N.R.S., ed, Paris.
- EURATOM, 1968. - Niveaux de contamination radioactive du milieu ambiant et de la chaîne alimentaire. Rapport annuel, EUR 4411 f.
- FOLSOM (T.R.) & YOUNG (D.R.), 1965. - Silver-110m and cobalt 60 in oceanic and coastal organisms. *Nature*, 206 (4986), pp. 803-806.
- FONTAINE (M.), 1969. - *Physiologie*. Encyclopédie de la Pleïade, Gallimard, ed., Paris.
- FONTAINE (Y.) , 1960. - La contamination radioactive des milieux et des organismes aquatiques. Rapport CEA 1588.
- FOULQUIER (L.), 1972. - Méthodologie pour la recherche d'un indicateur biologique en radioécologie. Rapport CEA-R-4373.

- FOULQUIER (L.) & GRAUBY (A.), 1969. - Influence de l'âge, de la température et de la lumière sur la contamination expérimentale d'*Anodonta cygnaea* (L.) par le caesium 137. *Actes Symp. Intern. Radioécologie* 8-12 Sept. 1969, Cadarache, CEA/DPS, ed., Fontenay aux Roses, France, pp. 399-412.
- FOWLER (S.W.), SMALL (L.F.) & DEAN (J.M.), 1971. - Experimental studies on elimination of zinc 65, caesium 137 and cerium 144 by euphausiids. *Mar. Biol.*, 8 (3), pp. 224-231.
- FRAIZIER (A.) & ANCELLIN (J.), 1972. - Observations sur la contamination expérimentale de trois espèces de poissons marins : *Pleuronectes platessa* L., *Callionymus lyra* L. et *Trachinus vipera* Cuv., par le caesium 137 et le cobalt 60. Commission des Communautés européennes, Symposium International, la radioécologie appliquée à la protection de l'homme et de son environnement, Rome, 2, pp. 1277-1304.
- FRAIZIER (A.) & VILQUIN (A.), 1971. - Etude expérimentale de l'élimination du ¹³⁷Cs chez le mulot *Mugil chelo* et la blennie *Blennius pholis*. *Mar. Biol.*, 10 (2), pp. 154-156.
- FRANSSEN (J.) & JEUNIAUX (C.), 1965. - Digestion de l'acide alginique chez les Invertébrés. *Cah. biol. mar.*, 6, pp. 1-21.
- FUKAI (R.), 1968. - Distribution of cobalt in marine organisms. I.A.E.A., Radioactivity in the sea, 23, pp. 1-19.
- GETSOVA (A.B.), 1960. - On the desorption of radioactive isotopes of certain representative aquatic Invertebrates. *Dokl. Akad. Nauk. SSSR*, 133, pp. 459-461.

- GOLDBERG (E.D.), KOIDE (M.), SCHMITT (R.A.) & SMITH (R.H.), 1963. - Rare earth distribution in the marine environment. *J. Geophys. Res.* 68, pp. 4209-4217.
- GOLDSCHMIDT (V.M.), 1937. - The principles of distribution of chemical elements in minerals and rocks. *J. Chem. Soc.*, pp. 655-673.
- GREENDALE (A.E.) & BALLOU (N.E.), 1954. - Physical state of fission product elements following their vaporization in distilled water and sea water. *U.S. NRDL. Doc.* 436.
- GRUDEN (N.), KOSTIAL (K.), TURJAK-ZEBIC (V.) & SKARIC (V.), 1970. - Effect of alginates from Algae growing in the Adriatic on strontium transport through rat's duodenum. *Arh. Hig. Rada Toksikol.*, 21 (2), pp. 137-141.
- GUEGUENIAT (P.), 1970. - Comportement physico-chimique du ruthénium dans l'eau de mer. *Bull. Inform. Sc. Tech. CEA*, 151, pp. 27-32.
- HARRIS (E.), 1957. - Radiophosphorus metabolism in zooplankton and micro-organisms. *Can. J. Zool.*, 35, pp. 769-782.
- HARRISON (F.L.), 1973. - Accumulation and loss of cobalt and cesium by the marine clam *Mya arenaria* under laboratory and field conditions. Symposium on the inter-action of radioactive contaminants with the constituents of the marine environment; Seattle, 10 July 1972, I.A.E.A., ed., Vienne, *Radioactive Contamination of the Marine environment*, pp.
- HARVEY (H.W.), 1949. - *Chimie et biologie de l'eau de mer*. Bibliothèque Scientifique Internationale, Presses Universitaires de France, Paris.

- HELD (E.), 1963. - Qualitative distribution of radionuclides at Rongelap Atoll.
In : *Radioecology*. Schultz V. and Klement A.W., ed., Reinhold Publishing Corp., New York, pp.
- HENDERSON (C.), ROBECK (G.G.) & PALANGE (R.C.), 1956. - Effects of low level radioactivity in the Columbia River. *Publ. Health Rep. U.S.A.*, 71, pp. 6-14.
- HUGHES (R.N.), 1969. - A study of feeding in *Scrobicularia plana*. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 49 (3), pp. 805-823.
- HUNT (O.D.), 1925. - The food of the bottom fauna of the Plymouth fishing grounds. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 13, pp. 575-582.
- IOANID (G.), MASTACAN (G.), BUNUS (F.), POPESCO (M.), STANCIU (S.) & CIOCANEL (A.), 1958. - An investigation on the Use of Romanian Clays as Ion Exchangers in the Decontamination of Radioactive Wastes. *Proc. 2nd United Nations Intern. Conf. on the Peaceful Uses of Atomic Energy*, Waste Treatment and Environmental Aspects of Atomic Energy, Genève, 18, pp. 598-604.
- JACOBS (D.G.), 1960. - Sorption of caesium by Conasauga shale. *Health Phys.*, 4 (2), pp. 157-163.
- JANSSON (B.O.), 1967. - Diurnal and annual variations in temperature and salinity of interstitial water in sandy beaches. *Ophelia*, 4, pp. 173-201.
- JOHANNES (R.E.), 1964. - Uptake and release of phosphorus by a marine benthic amphipod. *Limnol. Oceanogr.*, 9, pp. 235-242.

- KAWABATA (T.), 1955. - Radiological contamination of fish. III, Radiochemical studies of contaminated fish. *Japanese J. Med. Sci. Biol.*, 8, pp. 359.
- KECKES (S.), OZRETIC (B.) & KRAJNOVIC (M.), 1968. - Loss of ^{65}Zn in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Malacologia*, 7 (1), pp. 1-6.
- KEVERN (N.R.), 1966. - Feeding rate of carp estimated by a radioisotopic method. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 95 (4), pp. 363-371.
- LAFON (M.), 1953. - Recherches sur les sables côtiers de la Basse-Normandie et sur quelques conditions de leur peuplement zoologique. *Ann. Inst. Océanogr. Paris*, 28 (3), pp. 155-161.
- LEMEE (J.C.), ANCELLIN (J.) & VILQUIN (A.), 1970. - Contaminations de crevettes roses (*Leander serratus* Pen.) au moyen du caesium 137 par voie alimentaire. *Radioprotection*, 6 (2), pp. 133-142.
- LOWMAN (F.), 1960. - Marine biological investigations at the Eniwetok test site. In : *Disposal of Radioactive Wastes*, Conf. Proc., Monaco, I.A.E.A., ed., Vienna, 2, pp. 105.
- LOWMAN (F.), 1963 (a). - Radionuclides in plankton and tuna from the Central Pacific. In : *Radioecology*. Schultz V. & Klement A.W., ed., Reinhold Publishing Corp., New York, pp. 145-149.
- LOWMAN (F.), 1963 (b). - Iron and cobalt in ecology. In : *Radioecology*. Schultz V. & Klement A.W., ed., Reinhold Publishing Corp., New York, pp. 561-568.

- LOWMAN (F.G.), PHELPS (D.K.) & MAC CLIN (R.), 1966. - Interactions of the environmental and biological factors on the distribution of trace elements in the marine environment. *Symp. Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Water*, I.A.E.A., Vienne, 16-20 May 1966, pp. 249-265.
- MARCHAND (M.), 1974. - Considérations sur les formes physico-chimiques du cobalt, manganèse, zinc, chrome et fer dans une eau de mer enrichie ou non de matière organique. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 35 (2), pp. 130-142.
- MARTIN (D.F.), 1970. - *Marine Chemistry. 2 - Theory and applications*. Dekker M., ed., New York.
- MAUCHLINE (J.), 1961. - A review of the biological significance of certain neutron induced radio-isotopes in the marine environment, U.K.A.E.A., Production and engineering groups, PG Report 248 (W.).
- MAUCHLINE (J.) & TEMPLETON (W.L.), 1964. - Artificial and natural radio-isotopes in the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 2, pp. 229-279.
- MYTTENAERE (C.), BOURDEAU (P.) & BITTEL (R.), 1969. - Importance relative de l'eau et du sol dans la contamination indirecte en radiocaesium et en radiocobalt des rizières irriguées. *Seminar on Environmental Contamination by Radioactive Materials*, I.A.E.A., Vienne, 24-28 Mars 1969, pp. 175-182.
- NELSON (D.J.), 1967. - Cesium, cesium 137 and potassium concentrations in White Crappie and other Clinch River fish. *2nd Nat. Symp. on Radioecology*, Ann Harbor, May 15-17, 1967, pp. 240-248.

- NELSON (J.L.), PERKINS (R.W.) & NIELSEN (J.M.); 1964. - Progress in studies of radionuclides in Columbia River sediments. U.S.A.E.C. and Hanford Laboratories, rep. HW - 83 614.
- NISHITA (H.) & coll., 1960. - Influence of K and Cs on the release of ^{137}Cs from 3 soils *Soil Sci.*, 89, pp. 167-176.
- NISHITA (H.), TAYLOR (P.), ALEXANDER (G.V.) & LARSON (K.H.), 1962. - Influence of stable Cs and K on the reaction of Cs 137 and K 42 in soils and clay minerals. *Soil Science*, 94 (3), pp. 187-197.
- OPHEL (I.L.) & FRASER (C.D.), 1971. - The Fate of Cobalt 60 in a Natural Freshwater Ecosystem. *Proc. 3rd Nat. Symp. on Radioecology*, May 10-12, 1971, Oak Ridge, Tennessee, Nelson D.J., ed., pp. 323-327.
- OSTERBERG (C.), PEARCY (W.G.) & CURL (H.J.), 1964. - Radioactivity and its relation ship to oceanic food chains. *J. Mar. Res.*, 22 (1), pp. 2-12.
- PATEL (B.), 1973. - Field and laboratory comparability. I.A.E.A. working paper for Panel on "Reference Methods for Marine Radiobiological Studies".
- PENDLETON (R.C.), 1958. - Absorption of ^{137}Cs by an aquatic community. U.S.A.E.C. and Hanford laboratories, Rep. HW 53 500.
- PENTREATH (R.J.), 1973. - The roles of food and water in the accumulation of radionuclides by marine Teleost and Elasmobranch fish. In : *Radioactive Contamination of the Marine Environment*, I.A.E.A., Vienne, pp. 421-436.

- PENTREATH (R.J.) & JEFFERIES (D.F.), 1971. - The uptake of radionuclides by I - group plaice (*Pleuronectes platessa*) of the Cumberland Coast, Irish Sea. *J. mar. Biol. Ass. U.K.*, 51, pp. 963-976.
- PEQUIGNAT (C.E.), 1970. - Biologie des *Echinocardium cordatum* (Pennant) de la baie de Seine. *Forma et functio*, 2, pp. 121-168.
- PERES (J.M.), 1961. - *Océanographie biologique et biologie marine*. I - La vie benthique. Presses Universitaires de France, Paris, pp. 206-286.
- PERONI (C.), 1970. - The possible role of marine bacteria in the recycling of radionuclides in sea water. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 20, pp. 53-57.
- PILLAI (K.C.), GANAPATHY (S.), DESAI (M.V.M.) & GANGULY (A.K.), 1970. - Some aspects of the distribution of radionuclides in the coastal environment. *I.A.E.A. Panel Meeting on Procedures for establishing limits for radionuclides in the sea*, Vienna.
- POLIKARPOV (G.G.), 1966. - *Radioecology of aquatic organisms*. North-Holland publishing Company, Amsterdam, 314 p.
- QUEIRAZZA (G.), SMEDILE (E.) & TIBALDI (E.), 1969. - Sul trasferimento di alcuni radionuclidi attraverso gli anelli di una catena alimentare fluviale. *Atti. Accad. Naz. Lincei Rend. Sc. fis. mat. e nat.*, 46, pp. 81-90.
- REED (J.R.), 1971. - Uptake and excretion of ^{60}Co by black bullheads *Ictalurus melas* (Rafinesque). *Health Phys.*, 21 (6), pp. 835-844.

- REICHLE (D.E.), DUNAWAY (P.B.) & NELSON (D.J.), 1970. - Turn-over and Concentration of Radionuclides in Food Chains. *Nucl. Saf.*, 11 (1), pp. 43-54.
- RENFRO (W.C.) & FOWLER (S.W.), 1973. - General Recommendation for Designing Marine Radioecological Experiments. *Health Physics*, 24, pp. 572-573.
- REVELLE (R.) & SCHAEFER (M.), 1957. - General considerations concerning the oceans as a receptacle for artificially radioactive materials. In : *The effects of atomic radiations on oceanography and fisheries*. Nat. Acad. Sci. U.S.A., N.R.C., Washington D.C. Publ. 551, pp. 1-25.
- REYNIER (B.), 1969. - Etude de la contamination expérimentale d'*Anguilla anguilla* (L.) par le ^{137}Cs et de sa décontamination. Thèse, Faculté des Sciences, Toulouse.
- RICE (T.R.), 1963. - The role of phytoplankton in the cycling of radionuclides in the marine environment. In : *Radioecology*. Schultz V. and Klement A.W., ed., Reinhold Publishing Corp., New York, pp. 179-185.
- RICE (T.R.), BAPTIST (J.P.) & PRICE (T.J.), 1965. - Accumulation of mixed fission products by marine organisms. *Proc. 2nd Intern. Water Poll. Res. Conf.*, Tokio, 1964. Pergamon Press, New York, pp. 263-286.
- RIGLER (F.H.), 1961. - The uptake and release of inorganic phosphorus by *Daphnia magna* Straus. *Limnol. Oceanogr.*, 6, pp. 165-174.
- ROBERT (J.M.), 1971. - Etude d'un faciès à Scrobiculaires et aspects divers de la biologie de ce Mollusque; Rapport de D.E.A. Faculté des Sciences de Nantes.

- ROBERTSON (D.E.), 1970. - The distribution of cobalt in oceanic waters. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 34, pp. 553-567.
- ROBERTSON (D.E.), 1971. - Influence of the physico-chemical forms of radionuclides and stable trace elements in sea water in relation to uptake by the marine biosphere. 2^{ème} Colloque OCDE - ENEA, Hambourg, pp. 21-84.
- ROBERTSON (D.E.), FORSTER (W.O.), RIECK (H.G.) & LANGFORD (J.C.), 1967. - A study on the trace element and radionuclide behavior in a Northeast Pacific Ocean ecosystem 350 miles off Newport, Oregon. Rep. Congr. atom. Energy Comm. U.S., Division of Biology and Medicine, II, Physical Sciences, 2, Radiological Sciences, BNWL-715, 2, pp. 92-108.
- ROCHE (J.), BESSIS (M.), BRETON-GORIUS (J.) & STRALIN (H.), 1961 (a). - Molécules d'hémoglobine et de ferritine dans les cellules chloragogènes d'*Arenicola marina* L. *C.R. Soc. Biol.*, 155 (9), pp. 1790.
- ROCHE (J.), BESSIS (M.), BRETON-GORIUS (J.) & STRALIN (H.), 1961 (b). - Mise en évidence de molécules d'hémoglobine et de ferritine dans certaines cellules d'*Arenicola marina* L. *C.R. Acad. Sc. Paris*, 252, pp. 3886-3887.
- RUDER BOSKOVIC INSTITUTE, 1965. - Uptake of ^{56}Co , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{54}Mn and ^{65}Zn by Mussels in the presence of EDTA ; *Annual Report*, pp. 104-116.
- SAIKI (M.), OKANO (S.) & MORI (T.), 1955. - Studies on the radioactive material in the radiologically contaminated fishes caught in the Pacific Ocean in 1954. *Bull. Japanese Soc. Sci. Fish.*, 20, pp. 902-915.

- SAWHNEY (B.L.), 1964. - Sorption and Fixation of Microquantities of Caesium by Clay Minerals : Effect of Saturating Cations. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 28 (2), pp. 183-186.
- SCHREIBER (B.), 1971. - Significance of sediments in evaluating the radioactive contamination of the sea. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 21, pp. 27-43.
- SMALES (A.A.) & SALMON (L.), 1955. - Determination by radioactivation of small amounts of rubidium and caesium in sea-water and related materials of geochemical interest. *Analyst*, 80, pp. 37-50.
- SMITH (E.L.), 1962. - Cobalt. "Mineral Metabolism", 2B, COMAR (C.L.) et BRONNER (F.), ed , Academic Press, New York, pp. 349-369.
- SMITH (E.L.), 1965. - Vitamin B₁₂. Methuen and Co, London.
- TAMURA (T.) & JACOBS (D.G.), 1960. - Structural implications in caesium sorption. *Health Phys.*, 2 (4), pp. 391-398.
- TEMPLETON (W.L.), 1962. - The transfer of radionuclides from the environment through aquatic food products to man. *Proc. Seminar Agricultural and Public Health Aspects of Radioactive Contamination in Normal and Emergency Situations*, Scheveningen, Netherlands, F.A.O., ed., Rome.
- UNDERWOOD (E.J.), 1971. - *Trace elements in human and animal nutrition*. Academic Press, New York, pp. 141-169.

- VAN WEERS (A.W.), 1968. - Expériences en laboratoire sur l'absorption de ^{60}Co et de ^{65}Zn par les organismes marins vivant à proximité des côtes. *Colloque sur la Radioécologie Marine*, OCDE-ENEA, Cherbourg, 3-6 Déc. 1968, pp. 97.
- VAN WEERS (A.W.), 1973. - Uptake and loss of ^{65}Zn and ^{60}Co by the mussel *Mytilus edulis* L. Symposium on the interaction of radioactive contaminants with the constituents of the marine environment, Seattle, 10 July 1972, I.A.E.A., ed., Vienne, *Radioactive Contamination of the Marine Environment*, pp. 385-401.
- WELLS (G.P.), 1945. - The mode of life of *Arenicola marina* L. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 26 (2), pp. 170-207.
- WERNSTEDT (C.), 1942. - Studies on the food of *Macoma balthica* and *Cardium edule*. *Videnskab. Meddr. dansk naturh. Foren.*, 106, pp. 241-252.
- WILLIAMS (L.G.), 1960. - Uptake of ^{137}Cs by cells and detritus of *Euglena* and *Chlorella*. *Limnol. Oceanogr.*, 5 (3), pp. 301-311.
- WILLIAMS (L.G.) & PICKERING (Q.), 1961. - Direct and food chain uptake of caesium-137 and strontium-85 in bluegill fingerlings. *Ecology*, 42 (1), pp. 205-206.
- WOLFE (D.A.) & COBURN (C.B.), 1970. - Influence of salinity and temperature on the accumulation of cesium-137 by an estuarine clam under laboratory conditions. *Health Phys.*, 18, pp. 449-505.

YAMADA (K.), TOZAWA (H.), AMANO (K.) & TAKASE (A.), 1955. - Studies on the radio-activity in certain pelagic fishes. *Bull. Japanese Soc. Sci. Fish.*, 20, pp. 916.

YONGE (C.M.), 1949. - On the structure and adaptations of the Tellinacea, deposit-feeding Eulamellibranchia. *Phil. Trans. R. Soc.*, série B., 243, pp. 29-76.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Le cobalt, le fer, le caesium et le cérium dans l'eau de mer.

Tableau II : Accumulation du cobalt 60 et du caesium 137 par quelques Invertébrés marins.

Tableau III : Influence de divers paramètres sur la contamination de l'Arénicole.

Tableau IV : Panorama des chaînes trophiques testées au laboratoire.

Tableau V : Bilan de la contamination des chaînes trophiques.

Tableau VI : Hiérarchie des organes de *Carcinus maenas* en fonction de la contamination par le cobalt 60.

Figure 1 : Evolution de la contamination des organismes marins par le cobalt 60 au cours du temps.

Planche 1 : Localisation des radionucléides dans l'organisme par autoradiographie.

Tableau I : Le cobalt, le fer, le caesium et le cérium dans l'eau de mer

Elément	Concentration ($\mu\text{g/l}$)	Formes physicochimiques principales	Sources bibliographiques
Cobalt	0,005 - 0,5	Co^{2+} , Co SO_4	ROBERTSON, 1971
	0,5		POLIKARKOV, 1966
	en Manche 0,01 à 0,1		ROBERTSON, 1970
	en Méditerranée 0,004 à 0,43		
Fer	1 - 20	Fe (OH)_3 colloïdal Fe chélaté Fe (OH)_2^+	ROBERTSON, 1971
	2 - 20	Fe (OH)_3 $\left\{ \begin{array}{l} 83\% \text{ particu-} \\ \text{laire} \\ 17\% \text{ colloïdal} \end{array} \right.$	POLIKARPOV, 1966 MARCHAND, 1972
Caesium	$0,5 \pm 0,05$ (Manche)	Cs^+ 70% ionique 23% particulaire 7% colloïdal	SMALES & SALMON, 1955
	$10^{-2} - 1,5 \cdot 10^{-2}$ 0,8 0,28		BOLTER & coll., 1964 BURINOVA & coll. ROBERTSON, 1971
			GREENDALE & BALLOU, 1954
Cérium	$8,5 - 42(x10^{-4})$ 0,4 $1,3 \times 10^{-3}$ 0,4	Ce^{4+} , Ce^{3+} , colloïdal, particulaire	ROBERTSON, 1971 GOLDSCHMIDT, 1937 GOLDBERG & coll., 1963 REVELLE & SCHAEFER, 1957
	0,004 - 0,014 (près Bermudes) 0,1 - 0,6 (eaux côtières)		CARPENTER & GRANT, 1967
		94% particulaire 4% colloïdal 2% ionique	GREENDALE & BALLOU, 1954

Tableau II

Accumulation du cobalt 60 et du caesium 137 par quelques Invertébrés marins.

* L'état d'équilibre n'est pas atteint.

Expression des résultats	Radio- isotope	Milieu	<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Scrobicularia plana</i>	<i>Macoma balthica</i>	<i>Arenicola marina</i>
Radioacti- vité en IPM/g	^{60}Co	eau seule		Tissus mous 2395 Coquille 5746	Tissus mous 4088 Coquille 8185	48 918
		milieu sédimen- taire	173	Tissus mous 248 Coquille 108	Tissus mous 168 Coquille 16	30
	^{137}Cs	eau seule		Tissus mous 9570 Coquille 3069	Tissus mous 8811* Coquille 598*	6 149*
		milieu sédimen- taire	146	Tissus mous 1087 Coquille 117		529
	^{60}Co	eau seule		Tissus mous 32 Coquille 76	Tissus mous 22 Coquille 53	335
		milieu sédimen- taire	1,2	Tissus mous 8,9 Coquille 1,0		4 à 5
Facteurs de concentration	^{137}Cs	eau seule		Tissus mous 8,2 Coquille 2,6	Tissus mous 7,1* Coquille 0,5*	2 à 3*
		milieu sédimen- taire				

Tableau III : Influence de divers paramètres sur la contamination de l'Arénicole.

	COBALT 60			CAESIUM 137			
	eau : radioac- tivité /ml	sédiment : radio- activité /g	Arénicoles radioactivité /g	eau : radioac- tivité /ml	sédiment : radio- activité /g	Arénicoles radioactivité /g	Arénicoles F.C.
Facteurs écologiques :							
1 Temps d'émersion	↗			—	—	—	—
2 Température	↗			—	—	—	—
3 Salinité	↗			↗	↗	↗	↗
4 Concentration en K	↗			↗	↗	↗	↗
5 Concentration en Cs stable	↗			↗	↗	↗	↗
6 Teneur du sédiment en matière organique	↗	↗	↗	↗	↗	↗	—
Facteurs physiologiques :							
7 Maturité sexuelle						Liquide coelomique ↗	Liquide coelomique ↗
8 Sexe						Radioactivité /g spermatozoïdes > cellules des ovules	F.C. spermatozoï- des > F.C. ovules
9 Taille	↗					↗	↗

— aucune influence du facteur étudié sur la contamination
↗ effet positif ou augmentation du facteur
↘ effet négatif ou diminution du facteur

Tableau IV : Panorama des chaînes trophiques testées au laboratoire

AUTEURS	ELEMENTS	ORGANISMES
BAPTIST & LEWIS, 1969	^{65}Zn - ^{51}Cr	Phytoplancton → <i>Artemia salina</i> → Larves de Poissons → Poissons
AUBERT, 1972	Cu - Zn - Cr - Pb Hg (stables)	Chaîne de type pélagique
AUBERT & coll., 1969, 1972		<i>Asterionella japonica</i> } → <i>Artemia salina</i> → <i>Carassius auratus</i> + <i>Diogenes</i> sp. → <i>Mus musculus</i>
AUBERT, 1972	idem	Chaîne de type néritique à Mollusques
AUBERT & coll., 1974		<i>Asterionella japonica</i> } → <i>Mytilus edulis</i> → <i>Mus musculus</i> + <i>Diogenes</i> sp.
AUBERT, 1972	idem	Chaîne de type néritique à Crustacés
		Bactéries marines } → <i>Mytilus edulis</i> → <i>Carcinus maenas</i> → <i>Mus</i> + Plancton → <i>musculus</i>
idem	idem	Chaîne de type benthique à Poissons
		Bactéries marines } → <i>Nereis diversicolor</i> } → <i>Labrus bergylta</i> + Plancton → <i>Nephtys hombergii</i> → <i>Mus musculus</i>
AMIARD - TRIQUET & AMIARD, 1974, 1975.	^{60}Co	<i>Arenicola marina</i> → <i>Pleuronectes platessa</i>
idem	idem	Chaîne benthique à Crustacés
AMIARD - TRIQUET & AMIARD, 1975	idem	<i>Arenicola marina</i> → <i>Carcinus maenas</i> <i>Navicula</i> sp. → <i>Serobicularia plana</i> → <i>Carcinus maenas</i> → <i>Rattus</i> <i>rattus</i>

Tableau V : Bilan de la contamination des chaînes trophiques

ESPECES	⁶⁰ Co assimilé %	⁶⁰ Co excrété avec fèces %	⁶⁰ Co excrété sous forme liquide. %	Radioactivité des organismes en fin d'expérience (n Ci/g)
<i>Navicula</i> sp. *				2200 - 3200
<i>Arenicola marina</i>				75 - 340
<i>Semibicularia plana</i> *	70,33 (8 repas)	9,59 (8 repas)	20,12 (8 repas)	40,5
<i>Carcinus maenas</i> (chaîne longue)	74,30 (14 repas)	6,95 (14 repas)	38,15 (14 repas)	12,6
<i>Carcinus maenas</i> * (chaîne courte)	50	7,47	32,18	37,9 - 107,9
<i>Pleuronectes platessa</i>	0,55	8,44	77,33	0,1 - 4,1
<i>Rattus rattus</i> *	0,22 - 1,38	≈ 98	≈ 2	0,03 (1)

* organismes parvenus à l'état d'équilibre.

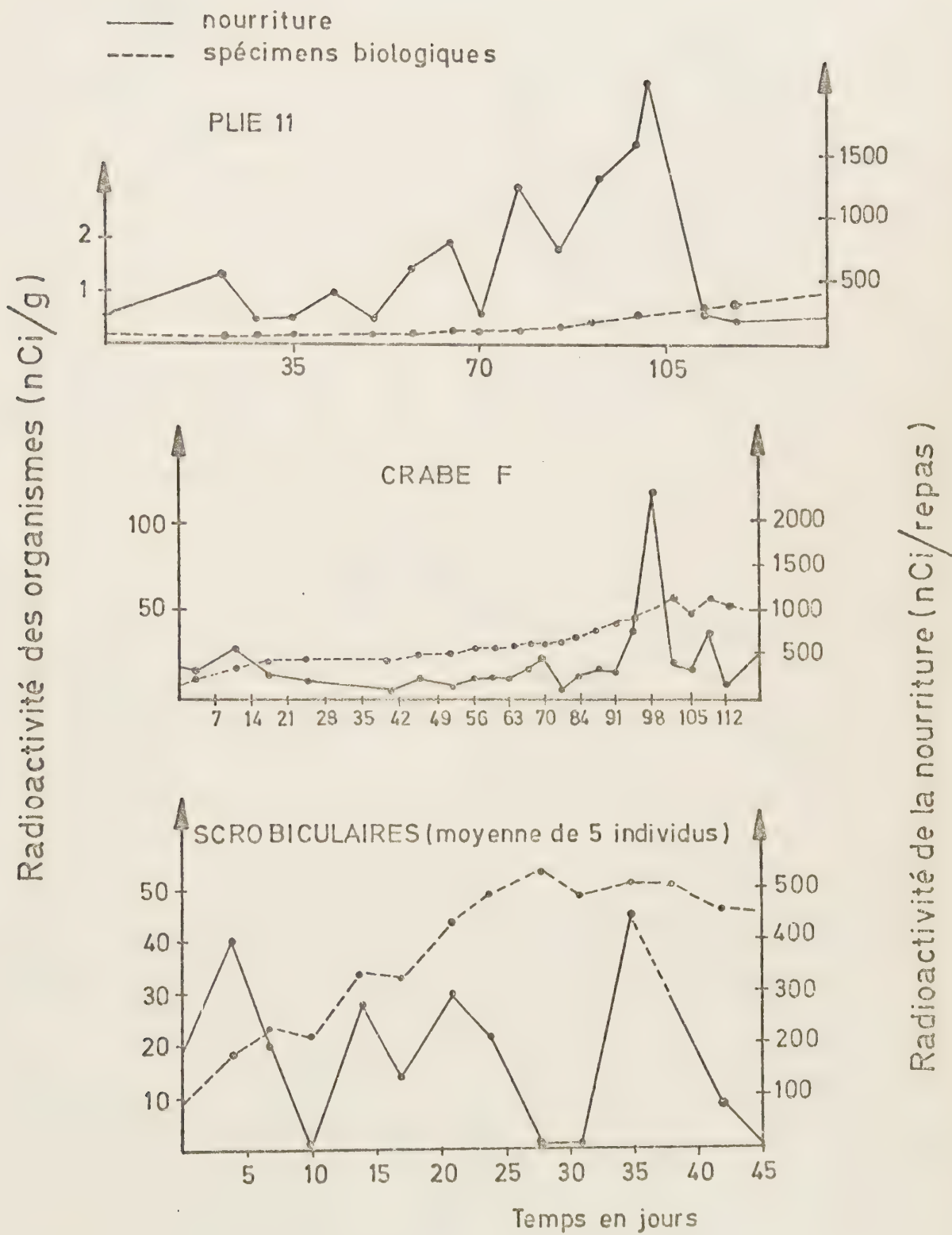
(1) mesure effectuée avant la fin de la digestion.

Tableau VI

Hiérarchie des organes de *Carcinus maenas* en fonction de la contamination par le cobalt 60
 (les résultats sont exprimés en pourcentages de la somme des "activités spécifiques"
 des différents organes).

ORGANES	CRABE nourri d'ARENICOLES	CRABE nourri de SCROBICULAIRES	CRABE après décontamination
Hépatopancréas	33,1	47,3	21,4
Hémolymph	30	23,1	32,4
Branchies	9,2	10,4	11,5
Moulinet gastrique	7,3	6,1	10,9
Pièces buccales	6,4	6,3	7,5
Organes génitaux	5,4	4	1,3
Muscles	4,1	2,1	4,1
Carapace	1	0,5	3,2

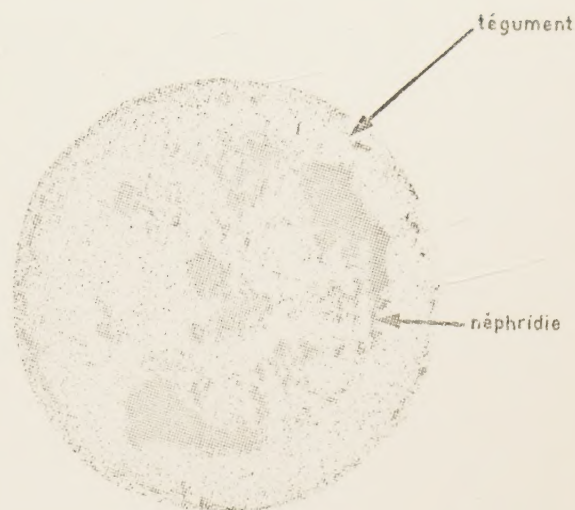
Fig. 1 : Evolution de la contamination des organismes marins par le cobalt 60 au cours du temps.



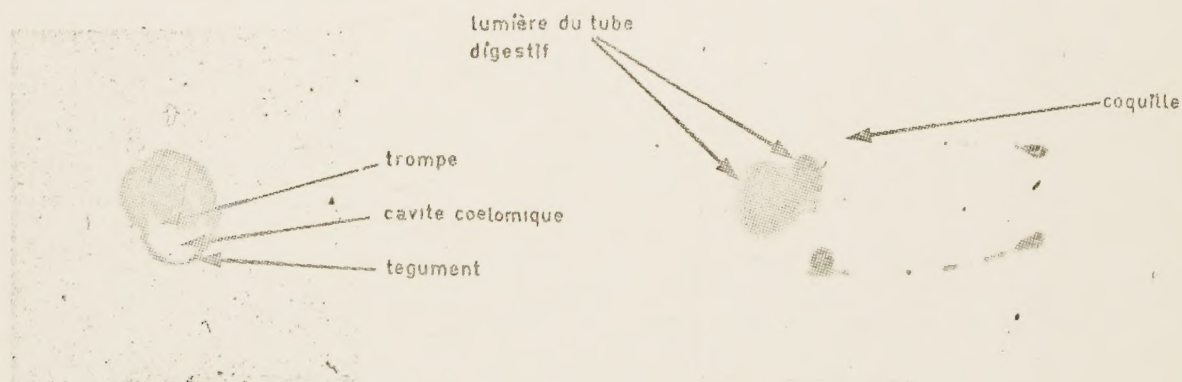
Localisation des radionucléides dans l'organisme par auto-radiographie



1A. Localisation de ^{60}Co chez *Scrobicularia plana*

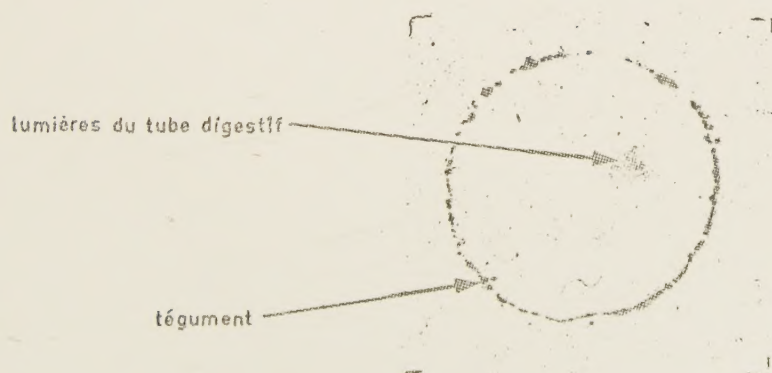


1B. Localisation de ^{57}Co chez *Arenicola marina*



1C. Localisation de ^{137}Cs chez *Arenicola marina*

1D. Localisation de ^{144}Ce chez *Scrobicularia plana*



1E. Localisation de ^{141}Ce chez *Arenicola marina*

